

Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste

9/2004

Laura Lehtniemi

Pienpuhdistamoiden toimivuus ja
typenpoisto

TURKU 2004

.....
LOUNAIS-SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS

Julkaisu on saatavana myös Internetissä
www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 951-614-040-8
ISBN 951-614-041-6 (PDF)
ISSN 1238-3201

Taitto: Päivi Niemelä
Turku 2004
Karhukopio Oy

Sisälllys

<i>Alkusanat</i>	5
<i>1 Johdanto</i>	6
1.1 Tutkimuksen tarkoitus ja tavoitteet	6
1.2 Tutkimuksen rajaukset ja suoritus	7
<i>2 Pienet jätevedenpuhdistamot</i>	8
2.1 Puhdistamotyypit	8
2.2 Pienpuhdistamoiden toimivuus	10
2.3 Pienpuhdistamoiden ongelmia	12
2.4 Pienpuhdistamoiden yhteiskunnallinen ohjaus	14
3.1 Puhdistustulokset	17
<i>3 Pienet jätevedenpuhdistamot Lounais-Suomen ympäristökeskuksen alueella</i>	17
3.1.1 Puhdistustehot puhdistamotyypeittäin	18
3.1.2 Orgaanisen aineen poistotehot	19
3.1.3 Kokonaisfosforin poistotehot	20
3.1.4 Kokonaistypen poistotehot	22
3.2 Toimivuus	25
3.3 Kustannukset	26
3.3.1 Investointikustannukset	26
3.3.2 Käyttökustannusten muodostuminen	27
3.3.3 Kokonaisvuosikustannukset	30
3.3.4 Sähköenergian käytön jakautuminen eri toimintojen kesken	31
<i>4 Bioroottoripuhdistamot ja biologinen typenpoisto</i>	33
4.1 Bioroottorin rakenne ja ominaisuudet	33
4.2 Bioroottorien teorian peruste	36
4.3 Bioroottorin toimintaparametrit	38
4.3.1 Orgaaninen kuormitus	38
4.3.2 Hydraulinen kuormitus ja viipymä	39
4.3.3 Upotussyvyys	40
4.3.4 Pyörimisnopeus	40
4.3.5 Vaiheistus	41
4.3.6 Lämpötila	41
4.3.7 Jäteveden ominaisuudet	42
4.4 Biologinen typenpoisto	42
4.4.1 Nitrifikaatio	43
4.4.2 Nitrifikaatioon vaikuttavia tekijöitä	44
4.4.3 Nitrifikaation toteutus	48
4.4.4 Denitrifikaatio	52
4.4.5 Denitrifikaatioon vaikuttavia tekijöitä	53
4.4.6 Denitrifikaation toteutus	56
4.5 Bioroottoreiden käyttöhäiriöt	59
4.5.1 Orgaaninen ylikuormitus	59
4.5.2 Typenpoiston ongelmat	61

<i>5 Tapausesimerkkibioroottoreiden arviointi</i>	<i>63</i>
5.1 Puhdistamoiden esittely	63
5.1.1 Tulevat jätevedet ja käsittelyprosessit	63
5.1.2 Mitoitusarvot	64
5.1.3 Käsittelyvaatimukset ja -tulokset	64
5.1.4 Hoitotoimenpiteet	66
5.1.5 Ongelmat	66
5.2 Tapausesimerkkipuhdistamoiden typenpoisto	67
<i>6 Tulosten tarkastelu.....</i>	<i>70</i>
6.1 Toimivuus suhteessa asetuksen (542/2003) vaatimukseen	70
6.2 Bioroottorit ja typenpoisto	71
<i>7 Johtopäätökset ja suositukset</i>	<i>73</i>
<i>Tiivistelmä</i>	<i>74</i>
<i>Lähdeluettelo</i>	<i>75</i>
<i>Liitteet</i>	

Alkusanat

Tämä julkaisu pohjautuu samannimiseen diplomityöhön, joka tehtiin Tampereen teknillisessä yliopistossa vuonna 2004. Työn rahoittaja ja toimeksiantaja oli Lounais-Suomen ympäristökeskus.

Tutkimuksen tavoitteena oli saada aiempaa parempi käsitys Lounais-Suomen ympäristökeskuksen toimialueen pienten jätevedenpuhdistamoiden toimivuudesta ja sen riittävydestä suhteessa viranomaisvaatimuksiin. Tutkimuksessa selvitettiin eri puhdistamoiden ja puhdistamotyyppien toimivuutta vuosina 2000 – 2003 suoritettujen puhdistamotarkkailujen tulosten perusteella. Puhdistamoiden puhdistustehoja verrattiin uuden haja-asutuksen jätevesiasetuksen (542/2003) puhdistukselle asettamiin tavoitteisiin. Tutkimuksessa tarkasteltiin puhdistamoiden kustannuksia ja kustannusrakennetta. Tutkimuksessa selvitettiin myös lähinnä kirjallisuuteen perustuen bioroottorin toimintaan vaikuttavia tekijöitä, bioroottorilaitosten käyttöhäiriöitä sekä typenpoistoa.

Työn ohjausryhmään kuuluivat Lounais-Suomen ympäristökeskuksesta vesihuoltainsinööri Jyrki Lammila ja vanhempi insinööri Risto Lehtoranta. Mukana olivat myös suunnitteluinsinööri Marika Nurmikko ja tarkastaja Risto Oksanen. Tampereen teknillisestä yliopistosta ohjausryhmään kuuluivat professori Jaakko Puhakka, lehtori Simo Isoaho ja dosentti Raghida Lepistö.

Vuoden 1999 lopussa Suomessa oli noin 560 jätevedenpuhdistamo, joiden asukasvastineluku (avl) oli suurempi tai yhtäsuuri kuin 50. Viemärlaitoksia, joiden liittyjämäärä oli välillä 200 – 999 oli 177 kappaletta. Lukumäärältään 50 - 199 liittyjän viemärlaitoksia oli koko maassa yhteensä 63 kappaletta. Näistä puolet oli kuntien tai kuntainliittojen omistuksessa. Viemäroidyistä jätevesistä 95 % käsiteltiin biologis-kemiallisesti. Arvioiden mukaan vuonna 2005 kaikkien viemärlaitoksiin liittyneiden jätevedet käsiteltäisiin biologis-kemiallisesti ja näistä 40 % käsiteltäisiin puhdistamoilla, joissa on myös typenpoisto (60 %). (Lapinlampi ja Raassina, 2002)

Jätevesien käsittelyn ensisijaisena tavoitteena on Suomessa ollut orgaanisen aineksen ja fosforin poisto. Kaikilta puhdistamoilta, joiden asukasvastineluku on yli 10 000, vaaditaan typenpoistoa. Tätä pienempien puhdistamoiden typenpoistovaatimus ratkaistaan puhdistamokohtaisesti sen perusteella onko kyseessä typpiherkkä jätevesien purkualue. Kuitenkin vuoden 2004 alussa voimaan tulleen valtioneuvoston asetuksen (542/2003) mukaan alle 100 avl:n talousvesien puhdistamoilta tulee edellyttää typenpoistoa viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla.

Lounais-Suomen ympäristökeskukselle on vuosien mittaan kertynyt pienistä puhdistamoista runsaasti tarkkailutietoja. Niitä ei kuitenkaan ole tarkemmin analysoitu puhdistustulosten ja -tehojen suhteen. Tietoa ei ole ollut myöskään kustannuksista.

Lounais-Suomen ympäristökeskuksen alueella toimiville pienille jätevedenpuhdistamoille ei ole toistaiseksi asetettu vaatimuksia kokonaistypenpoistosta. Joillekin puhdistamoille on purkuvesistön tilan perusteella asetettu ammoniumtypen hapettamisvaatimus (esimerkiksi 85 %) jätevesien vesistöön johtamisen lupaehtona. Alueella on toiminnassa useita bioroottoripuhdistamoita, joiden myötä on herännyt kiinnostusta siihen, miten bioroottorien typenpoistoa voitaisiin tarvittaessa parantaa.

1.1 Tutkimuksen tarkoitus ja tavoitteet

Tutkimuksen tavoitteena on saada nykyistä parempi käsitys pienten jätevedenpuhdistamoiden toiminnasta ja toimivuudesta. Tarkoituksena on selvittää eri puhdistamoiden ja puhdistamotyyppien toimivuutta ajanjaksolla ja toimivuuteen vaikuttavia tekijöitä. Selvitetään myös, miten pienet jätevedenpuhdistamot pystyvät suoriutumaan uuden haja-asutuksen jätevesiasetuksen puhdistukselle asettamista vaatimuksista. Tietoa toimivuudesta tarvitaan esimerkiksi, kun lähivuosina pohditaan miten viemärlaitosten ulkopuolella olevien pienten taajamien jätevesihuolto tulisi hoitaa. Yhtenä vaihtoehtona voisi tällöin olla taajaman yhteinen pienpuhdistamo. Tutkimuksen kohteena ovat Lounais-Suomen ympäristökeskuksen toimialueella sijaitsevat pienet jätevedenpuhdistamot.

Tarkemmin tutkimuksessa selvitetään bioroottoripuhdistamoihin liittyviä kysymyksiä, kuten typenpoistoa, bioroottorin toimintaan vaikuttavia tekijöitä sekä bioroottorilaitosten käyttöhäiriöitä. Tutkimuksessa selvitetään myös eri puhdistamoiden ja puhdistamotyyppien kustannuksia ja jäteveden käsittelyhintaa.

1.2 Tutkimuksen rajaukset ja suoritus

Tässä tutkimuksessa pienillä jätevedenpuhdistamoilla tarkoitetaan laitoksia, joiden mitoitusasukasvastineluvut ovat välillä 50 – 1 000. Tutkimuksessa mukana olevista puhdistamoista noin 40 % on kunnallisia puhdistamoita ja 60 % on niin sanottuja erillislaitoksia eli erilaisten asuntoloiden, leirikeskusten, vanhainkotien ja teollisuuslaitosten saniteettivesien puhdistamoita. Kunnallisista puhdistamoista tutkimukseen mukaan otettiin puhdistamot, joiden vuoden 2002 BOD₇-kuormituksen mukaan laskettu (70 g BOD₇/as/d) asukasvastineluku oli alle 200.

Tutkimus perustuu sekä kirjallisuuteen että tarkasteltavien puhdistamoiden tarkkailutietoihin, jotka puhdistustulosten ja jäteveden laadun osalta saatiin Lounais-Suomen ympäristökeskuksen hallussa olevista vuosien 2000 – 2002 puhdistamotarkkailujen kertaraporteista ja vuosiyhteenvedoista. Erillislaitoksilta otettiin huomioon myös vuoden 2003 kertaraporttien tulokset. Tässä tutkimuksessa ei ollut mahdollista tehdä käytännön mittauksia.

Puhdistamotarkkailujen suorittajia ovat olleet Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry, Suunnittelukeskus Oy ja Insinööritoimisto Paavo Ristola Oy. Velvoitetarkkailu on yleensä sisältänyt analyysit ja mittaukset sekä tulevasta että lähtevästä jätevedestä seuraavasti: virtaama, alkaliteetti, pH, COD_{Cr}, BOD_{7ATU}, kokonaisfosfori, kokonaistyyppi ja kiintoaine. Lähtevästä vedestä on myös analysoitu liukoinen fosfori, ammoniumtyppi, nitriitti-/nitraattitypen summa ja liukoinen alumiini/rauta.

Kaikille tutkimuksessa mukana oleville puhdistamoille tehtiin kysely (liite 1) puhdistamon investointi- ja käyttökustannuksista. Bioroottorilaitoksille tehtiin myös kysely (liite 2) niiden toiminnasta. Osa tiedoista saatiin puhelimitse puhdistamon hoitajilta ja laitevalmistajilta. Muutamalla laitoksella myös vierailtiin ja haastateltiin käyttöhenkilökuntaa.

Puhdistamoiden tarkastelussa on keskitytty biologisen hapenkulutuksen (BOD_{7ATU}), kokonaisfosforin ja kokonaistypen poistotehoihin sekä nitrifikaatioasteeseen.

Tutkimus muodostuu kahdesta osasta. Ensin tarkastellaan kaikkia kohdealueen pieniä jätevedenpuhdistamoita. Niiden osalta tarkastellaan puhdistustuloksia, toimivuutta ja kustannuksia. Toisessa osassa käydään tarkastellaan bioroottoripuhdistamoiden ja biologisen typenpoiston teoriaa sekä tapausesimerkkibioroottorien typenpoistoa.

2

Pienet jätevedenpuhdistamot

Biologis-kemialliset puhdistamot toimivat joko rinnakkais- tai jälkisaostusperiaatteella. Rinnakkaissaostuksessa kemiallinen saostus tapahtuu biologisen prosessin yhteydessä. Yleisintä rinnakkaissaostus on aktiivilietelaitoksissa. Jälkisaostuksessa kemiallinen saostus tapahtuu biologisen yksikköprosessin jälkeen, jolloin saostuskemikaalin syöttö tapahtuu joko suoraan bioreaktorista poistuvaan suspensiovirtaan tai erilliseen jälkisaostusyksikköön. (Silfverberg ja Ojanen, 1985)

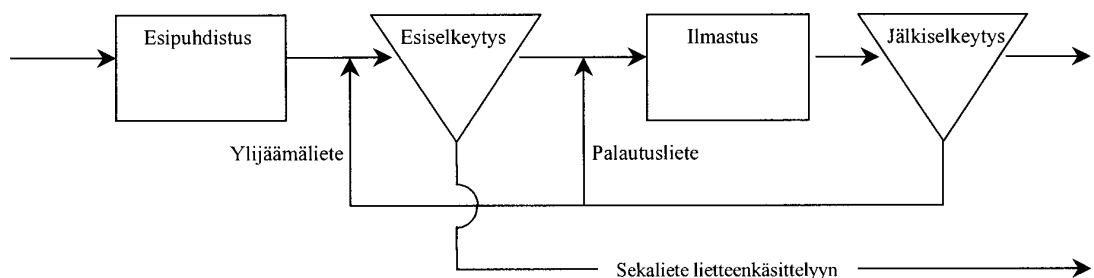
2.1 Puhdistamotyypit

Tässä luvussa esitellään lyhyesti niiden jätevedenkäsittelymenetelmien toiminta-periaatteita, joita edustavia laitoksia oli tutkimuksessa mukana.

Aktiivilieteprosessi

Aktiivilieteprosessi on aerobinen käsittelymenetelmä. Siinä orgaanista ainesta hajottava biomassa on suspensiona ilmastusaltaassa (bioreaktorissa). Osa aktiivilietteen mikrobeista liikkuu täysin vapaasti vedessä, mutta huomattava osa on kiinnittyneenä hiukkasiin, jotka eivät enää ole elävää materiaalia. Ilmastuksella siirretään happea mikrobeille orgaanisen aineen hajotukseen. Ilmastuksella myös ylläpidetään suspensio ja estetään siten lietteen vajoaminen reaktorin pohjalle. Ilmastusaltaan jälkeisessä selkeytyksessä pohjalle laskeutuneesta lietteestä osa johdetaan palautuslietteenä takaisin ilmastusaltaaseen. Koska biomassan määrä kasvaa jatkuvasti ja toisaalta ilmastusaltaan lietepitoisuus halutaan pitää vakiona, osa muodostuvasta lietteestä poistetaan ylijäämälietteenä prosessista. Yleensä ylijäämäliete johdetaan esiselkeytyksen alkuun, josta se pumpataan lietteenkäsittelyyn yhdessä esiselkeytyslietteen kanssa. Aktiivilieteprosessin periaate on esitetty kuvassa 2.1. (Silfverberg ja Ojanen, 1985; Viitasaari et al., 1994)

Esiselkeytysvaiheessa vedestä poistetaan myös sellaisia välpän läpäisseitä mekaanisia epäpuhtauksia, jotka voivat tarttua esimerkiksi ilmastimiin. Tämä vaihe voidaan jättää pois esimerkiksi pienissä laitoksissa. Tällöin ilmastusaltaan kuorimituksesta tulee noin 20 – 30 % suurempi. (Viitasaari et al., 1994)

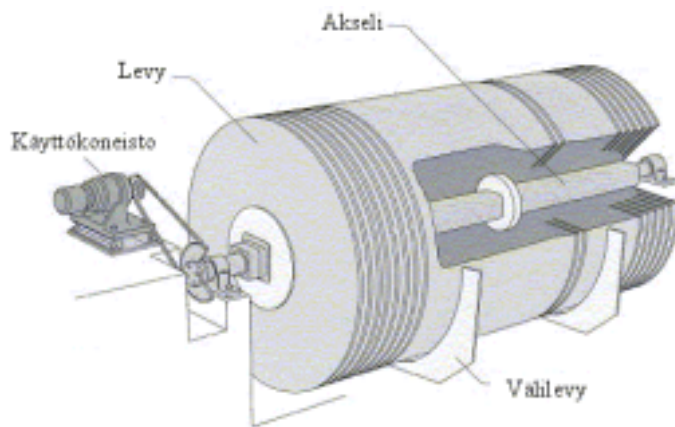


Kuva 2.1. Periaatekuva tavanomaisesta aktiivilieteprosessissa.

Aktiivilieteprosessin kannalta tärkeitä parametreja ovat lietekuorma ja happipitoisuus ilmastusaltaassa. Lietekuormalla tarkoitetaan tulevan ravinnon määrän (BOD_7 -kuorma) suhdetta ilmastusaltaan biomassaan (kiintoaineena ilmastuna) nähden.

Bioroottori

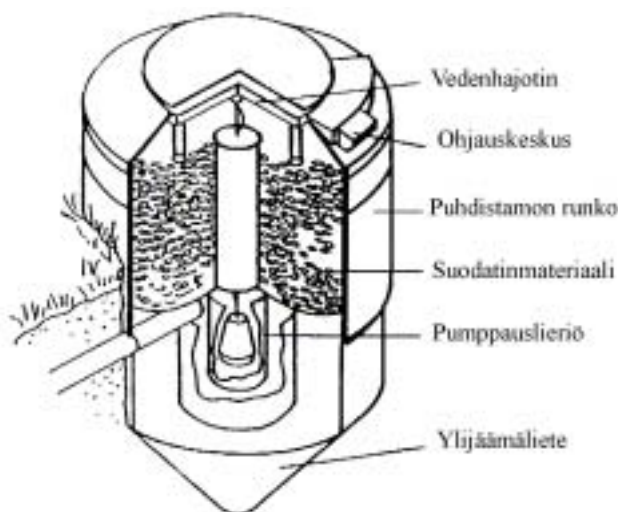
Bioroottori (Rotating Biological Contactor, RBC) on yksi biofilmireaktorin sovellus. Se rakentuu roottorilevyistä tai kennostoista, jotka on kiinnitetty pyörivään vaak akseliin (kuva 2.2). Levyt ovat osittain upotettuja puhdistettavaan jäteveeseen. Yleinen upotussyvyys on noin 40 % levyjen pinta-alasta. Roottorin pyöriessä levyjen pinnalle muodostuva biofilmi on vuorotellen kosketuksissa ilman ja jäteveden kanssa. Ylimääräinen biomassa irtaoo leikkausvoimien vaikutuksesta levykierrojen pinnasta ja laskeutuu selkeytysvaiheessa. Bioroottorin toimintaa on kuvattu tarkemmin luvussa 4.



Kuva 2.2. Bioroottori (JSIM, 2001).

Biosuodatin

Biosuodattimessa (kuva 2.3) esikäsitelty jätevesi valuu suodatinkerroksen läpi, jolloin suodatinkappaleiden tai kennoston pinnassa kasvava biomassa hajottaa ja käyttää ravinnokseen jäteveden orgaanista ainesta. Muodostuvan biomassan koostumus ja määrä riippuvat tulevan jäteveden laadusta ja hydraulisesta kuormituksesta. (Viitasaari et al., 1994)



Kuva 2.3. Biosuodatin (Rontu ja Santala, 1995).

Poistuvasta jätevesivirtaamasta osa palautetaan kierrätysvirtana suodattimeen. Tällöin aikaansaadaan sopiva hydraulinen kuormitus ja puhdistusteho kasvaa. Jälkiselkeytyksessä erotetaan suotimesta irronnut biomassa puhdistetusta jätevedestä. Suodatinaines on tietyn rakeisuuden omaavaa kiviainesta tai muotoiltuja muovikappaleita. Pieneliöt saavat tarvitsemansa hapen osaksi jäteveteen nähden vastakkaiseen suuntaan kulkevasta ilmvirrasta ja osaksi jätevedestä. (Silfverberg ja Ojala, 1985)

Maasuodatin

Maasuodattimen toiminta perustuu maaperän kykyyn sitoa itseensä jäteveden sisältämiä lika-aineita ja ravinteita. Jätevesi johdetaan imeytysputkiston alapuolelle maaperään rakennetun hiekka- tai sorasuodattimen läpi. (Silfverberg, 1985)

Suodattimen läpi kulkeutunut jätevesi kerätään kokoojaputkistoon ja johdetaan joko maastoon, ojaan tai vesistöön. Päästämällä käsitelty jätevesi vapaasti maastoon, saadaan vielä osa vedestä imeytymään maaperään. Maasuodatin voidaan sijoittaa kokonaan maan alle tai tehdä pengerrettyinä. (Rontu ja Santala, 1995)

Kantoinenprosessi

Kantoinenprosessissa bakteerit ovat kiinnittyneet johonkin kasvualustaan, joka voi muodostua esimerkiksi erilaisista muovikappaleista tai mineraalisista murskeista. Muutoin prosessi on samankaltainen aktiivilieteprosessin kanssa. Menetelmällä saavutetaan nopeampi hajoaminen. Menetelmää on sovellettu erityisesti typenpoistoon.

2.2 Pienpuhdistamoiden toimivuus

Pienet jätevedenpuhdistamot toimivat tavallisesti vaihtelevissa olosuhteissa. Niillä ei useinkaan saavuteta yhtä hyviä puhdistustuloksia kuin suuremmilla laitoksilla. Tämä on huomioitava valittaessa puhdistusmenetelmää pieneen laitokseen. Suuremmalle laitokselle sopiva menetelmä saattaa olla vähemmän sopiva pienessä mittakaavassa. (Ødegaard ja Skrøvseth, 1997)

Jotta pienillä puhdistamoilla päästäisiin käytännössä hyvin puhdistustuloksiin, olisi tulevan kuormituksen oltava mitoituksen mukainen. Kuormituksen tulisi olla jatkuvaa ilman suuria vaihteluita, puhdistamolle ei saisi tulla inhiboivia aineita (myrkkijä), hoidon tulisi olla asiantuntevaa ja hoitotoimenpiteiden säännöllisiä. Lisäksi puhdistamon tulisi olla sijoitukseltaan ja rakenteiltaan sellainen, että hoitotoimenpiteet ovat helppoja suorittaa. Muuttuvien ympäristöolosuhteiden ei myöskään saisi antaa vaikutusta prosessin suorituskykyyn. (Silfverberg ja Ojala, 1985)

Ødegaardin ja Skrøvsethin (1997) raportoimassa tutkimuksessa selvitettiin eri tyyppisten pienten (< 200 m³/d) jätevedenpuhdistamoiden puhdistustuloksia ja toimivuutta Norjassa. Puhdistamot jaettiin kolmeen pääryhmään: kemialliset, biologiset ja biologis-kemialliset laitokset. Biologis-kemiallisten laitosten joukossa oli esi-, rinnakkais-, väli- (saostus heti biologisen osan jälkeen) ja jälkisaostuslaitoksia. Näistä bioroottoreita oli pääosin välisaostuslaitoksissa. Viranomaisten puhdistamoille asettamat puhdistusvaatimukset vaihtelivat hieman käsittelymenetelmittäin. Biologis-kemiallisten laitosten kokonaisfosforin osalta vaatimukset olivat välillä 0,4 – 0,8 g/m³ ja BOD₇:n osalta 10 – 20 g/m³.

Puhdistustuloksia ja -raportteja kerättiin kolmen vuoden ajalta yhteensä 356 laitoksesta, joiden lukumäärä on noin 90 % kokoluokan (< 200 m³/d) puhdistamoista Norjassa. Biologis-kemiallisten puhdistamoiden toimivuus puhdistustuloksineen havaittiin muita paremmaksi. Biologis-kemiallisten pienpuhdistamoiden

tuloksia on esitetty taulukossa 2.1. Tutkimuksessa havaittiin myös, että biologisten ja biologis-kemiallisten laitosten joukossa tulokset olivat parempia kokoluokassa avl 500 – 2 000, kun taas kemiallisissa laitoksissa parhaat tulokset olivat alle 500 avl laitoksissa. Erot eri kokoluokkien välillä olivat kuitenkin pieniä.

Taulukko 2.1. Norjalaisten pienten biologis-kemiallisten jätevedenpuhdistamoiden käsittelytuloksia (Ødegaard ja Skrøseth, 1997).

	c_{tuleva} [mg/l]	$c_{\text{lähteva}}$ [mg/l]	Reduktio ₁ [%]	Reduktio ₂ [%]
COD	474 ± 271	60.0 ± 26.2	84.5 ± 7.3	87.3
BOD ₇	208 ± 136	18.9 ± 21.7	89.3 ± 7.3	90.9
Kok. P	6.56 ± 3.28	0.52 ± 0.51	91.1 ± 8.7	92.1
Kiintoaine	284 ± 191	25.5 ± 29.0	90.7 ± 8.4	91.0

¹Käsittelyteho perustuu yksittäisiin näytteisiin

²Käsittelyteho laskettu kaikkien näytteiden keskiarvona

Hem et al. (1995) kokoama Pohjoismaiden ministerineuvoston raportti “Small Wastewater Treatment Plants” perustuu pienpuhdistamoista saatuihin kokemuksiin eri Pohjoismaissa. Taulukossa 2.2 esitettävät erityyppisten 200 – 2 000 avl:n puhdistamoiden puhdistustehot perustuvat lähinnä norjalaisiin ja suomalaisiin tuloksiin.

Taulukko 2.2. Erityyppisten 200 – 2 000 avl:n puhdistamoiden puhdistustuloksia (Hem et al., 1995).

Puhdistamotyyppi	Puhdistusteho (%)			
	BOD ₇	COD	Kok.P	Kiintoaine
Biologinen	70-80	70	50	80
Biologis-kemiallinen				
-esisäostus	85-90	85	85-90	
-rinnakkais-/yhdistetty säostus	85-95	80-85	85-90	90
-jälkisaostus	90	80-85	90	85-90
Mekaanis-kemiallinen	70	70	85	75-85
Mekaaninen				
- laskeutus	35-40	50	25	60

Hollannissa seurattiin 14 puhdistamon (9 eri tyyppiä) suorituskykyä yli kaksi vuotta kestäväillä käyttökokeilla. Puhdistamoiden asukasvastineluvut olivat välillä 5 – 200. Bioroottorilla (esikäsittely, avl 100) päästiin seuraaviin puhdistustehoihin: COD (70 – 85 % ± 4) %, BOD₅ (86 – 96 ± 5) %, Kjeldahl-tyyppi (55 – 80 ± 17) %, kokonaisytyppi (31 – 59 ± 12) % ja kokonaisfosfori (8 – 9 ± 21) % (ei kemiallista säostusta). Bioroottori oli suunniteltu COD:n ja BOD:n poistoon, tyypin poistoa oli tehostettu kierrättämällä jätevettä bioroottorin lopusta esikäsittelyaltaaseen. (van der Graaf et al., 1988)

Storhaugin (1990) raportoimassa tutkimuksessa oli mukana yli 170 pientä (asukasvastineluvut 50 – 1 000) norjalaista biologis-kemiallista jätevedenpuhdistamoa. Puhdistamot jaettiin kolmeen pääryhmään: rinnakkaisaostus- (aktiiviliete), väli-säostus- (bioroottori) ja jälkisaostuslaitokset (aktiiviliete). Puolella laitoksista asukasvastineluku oli 300 tai pienempi. Taulukossa 2.3 on esitetty näiden puhdistamoiden lähtevän jäteveden keskimääräiset ja mediaaniarvot, sekä keskimääräiset reduktioprosentit. Laitosten todelliset kuormitusasteet olivat välillä 48 – 62 %.

Taulukko 2.3. Käsitellyn jäteveden pitoisuudet ja reduktioprosentit (Storhaug, 1990).

Prosessi	Keskim. pitoisuus (g/m ³)			Pitoisuuksien mediaanit (g/m ³)			Keskim. reduktio (%)	
	Kok. P	BOD ₇	Kiintoaine	Kok. P	BOD ₇	Kiintoaine	Kok. P	BOD ₇
Rinnakkaissaostus								
Aktiiviliete	1,75	45	40	1,2	18	36	82	85
Välisaostus								
Bioroottori	1,47	25	30	0,8	10	27	82	85
Jälkisaostus								
Aktiiviliete	1,0	15	17	0,54	11	14	92	93

Greaves et al. (1990) mukaan Luoteis-Englannissa pienillä bioroottoripuhdistamoilla (17 kpl, todelliset avl:t 30 – 1 360), joissa oli esi- ja jälkiselkeytys, roottorien orgaaniset kuormitukset olivat välillä 2,4 – 9,7 g BOD₅/m²·d. Käsitellyn jäteveden keskimääräiset pitoisuudet olivat seuraavia: BOD₅ 10,7 – 35,1 mg/l (mediaani 17,3 mg/l) ja NH₄-N 2,3 – 29,0 mg/l (mediaani 7,2 mg/l).

Fastenau et al. (1990) raportoivat hollantilaisten pienten puhdistamoiden (14 kpl, 8 eri tyyppiä, avl 5 – 200) toiminnasta. Keskimääräiset puhdistustehot olivat: COD 86 – 95 %, BOD₅ 93 – 99 %, kokonaistyyppi 20 – 79 % ja kokonaisfosfori 13 – 50 %.

Espoon Suomenojan tutkimusasemalla testattiin 1980-luvun puolivälissä kahta bioroottoria ja yhtä biosuodinta. Toinen bioroottoreista oli 1-vaiheinen Biotek (avl 80) ja toinen 4-vaiheinen Klargester (avl 40). Mitoituskuormituksilla 1-vaiheisella bioroottorilla (noin 20 g BOD₇/m²·d) sekä 4-vaiheisella bioroottorilla (1. vaiheen kuormitus noin 20 g BOD₇/m²·d, kokonaiskuormitus noin 10 g BOD₇/m²·d) saavutettiin noin 90 %:n BOD₇-reduktiot. Biosuodattimella (Eko-Vesimies, noin 4 g BOD₇/m²·d) päästiin noin 85 %:n BOD₇-reduktioon. Biosuodattimen toiminnan ja toimintavarmuuden havaittiin olevan huonompi kuin bioroottoreilla. Biosuodattimen toiminta myös huononi enemmän laimeilla ja kylmillä vesillä. Reduktiot paraniivat kuormitusta alennettaessa. 50 prosentin ja 25 prosentin kuormitusasteilla BOD₇- ja kiintoainepoistumat ylittivät 95 % bioroottoreilla ja 90 % biosuodattimella. (Reinikainen, 1988)

2.3 Pienpuhdistamoiden ongelmia

On useita tekijöitä, jotka ovat tyypillisiä ongelmanaiheuttajia pienpuhdistamoilla vaikka ne suurilla puhdistamoilla eivät ongelmia aiheuttaisikaan. Tässä luvussa tarkastellaan tällaisia pienpuhdistamoille ominaisia ongelmanaiheuttajia.

Virtauksen ja kuormituksen vaihtelut

Pienpuhdistamoissa jäteveden virtauksen ja kuormituksen vaihtelut päivän, viikon ja vuoden aikana ovat merkittäviä. Mitä pienemmästä yhteisöstä on kyse, sitä korostuneempia vaihtelut ovat. Lisäksi esimerkiksi matkailualalla, kouluissa ja puolustusvoimien kohteissa saattavat vaihtelut olla satunnaisia ja vaikeasti hallittavissa. Tämä saattaa aiheuttaa ongelmia lietteen erotuksessa ja saostuskemikaalien annostuksessa. Ongelmat saattavat näkyä myös puhdistustuloksissa. Tämän vuoksi virtauksen dynamiikka ja kuormituksen vaihtelut vaativat erityishuomiota suunnittelussa ja käytössä. Pienet puhdistamot tulisi suunnitella matalakuormitteisiksi (Ødegaard ja Storhaug, 1990). Erityisesti käytettäessä puhdistusmenetel-

miä, joilla on lyhyet viipymääjat (muun muassa biosuodattimia ja bioroottoreita) virtaaman tasaus on tärkeä edellytys tyydyttävän käsittelytehon saavuttamiseksi. (Boller, 1997; Ødegaard, 1987)

Prosessinohjaus

Suuret vaihtelut virtaamissa ja pitoisuuksissa tekevät pienten puhdistamoiden käytön suurten puhdistamoiden käyttöä vaikeammaksi. Suuremmilla puhdistamoilla on mahdollisuudet parempiin prosessin seuranta- ja ohjausjärjestelmiin kuin pienillä puhdistamoilla. Pienille puhdistamoille on usein valittu yksinkertaiset järjestelmät, jolloin puhdistamonhoitajan suorittaman valvonnan tarve kasvaa. On toisaalta havaittu, että automaatio harvoin vähentää henkilökunnan tarvetta. Siksi on suositeltavaa käyttää puhdistusprosesseja, joilla on korkea käyttövakaus ja vähän tarvetta automaatiolle tai jatkuvalla manuaaliselle ohjaukselle. (Ødegaard, 1987)

Lietteenmuodostus ja lietteenkäsittely

Pienillä puhdistamoilla ei normaalisti ole lietteenkuivausta. Monilla laitoksilla ei ole edes lietteentiivistystä. Tämä näkyy suurissa käyttökuluissa johtuen "veden kuljetuksesta". Tähän voidaan vaikuttaa valitsemalla prosessi, joka tuottaa vähän lietettä kuiva-aineen määränä ja että muodostuvassa lietteessä on suuri kuiva-ainepitoisuus. (Ødegaard, 1987)

Etenkin pienillä aktiivilietelaitoksilla ongelmana on lietteenerotus. Kuormitusshokkien aikana lietettä karkaa puhdistetun jäteveden mukana huonontaen puhdistustuloksia sekä hankaloittaen puhdistamon ohjausta. (Ødegaard ja Storhaug, 1990)

Toimintavarmuus

Puhdistusprosessin pitää olla mahdollisimman vakaa, jotta manuaalisen ohjauksen tarvetta voidaan vähentää. Käytön tekninen vakaus on yleensä suhteessa koneistukseen ja usein ongelmat juontavat juurensa esikäsittelyyn tai saostuskemikaalin annostukseen. Joskus ongelmana voi olla sopivien laitteiden löytäminen pienille puhdistamoille ja voidaan joutua käyttämään laitteita, joilla on tarvetta suurempi kapasiteetti. Prosessivakautta voidaan lisätä tulovirtaaman tasausaltaalla. (Ødegaard, 1987)

Taulukossa 2.4 (sivu 14) on esitetty tekijöitä, joilla on negatiivinen vaikutus puhdistamon toimintaan.

Viemäriverkoston huono kunto aiheuttaa sade- ja sulamisvesien pääsyn viemäriin ja sitä kautta puhdistamoon. Puhdistamon epätyytyväväällä suunnittelulla tarkoitetaan tilannetta, jossa käsittelyvaatimukset ja -tavoitteet ovat muuttuneet, eikä puhdistamo enää vastaa mitoitukseltaan ja tiloiltaan nykyisiä tarpeita. Myös bioroottorien mekaaniset ongelmat aiheuttavat tyytymättömyyttä. Organisatorisilla ongelmilla tarkoitetaan sitä, että puhdistamonhoidon prioriteetti katsotaan joskus alhaiseksi muihin tehtäviin nähden.

Pienillä puhdistamoilla puhdistamonhoitaja vaikuttaa suuresti käsittelyn tehokkuuteen ja usein koulutetuista hoitajista on pulaa. Tilanteen parantamiseksi voidaan käyttää käsittelymenetelmiä, jotka vaativat vähän ylläpitoa ja valvontaa. Puhdistamonhoito saattaa olla vain yksi hoitajan monista työtehtävistä. Tällöin ei voida olettaa, että hoitajalla on sama tieto ja kokemus kuin suurten puhdistamoiden hoitajilla. Organisoidusta käytön ohjauksesta onkin saatu hyviä kokemuksia Suomessa ja Norjassa. Voidaan myös tehdä hoitosopimus ulkopuolisen koulutetun henkilön kanssa, muodostaa sovelias puhdistamonhoitajaorganisaatio tai järjestää säännöllisiä koulutusohjelmia puhdistamonhoitajille. (Boller, 1997; Hem et al., 1995)

Taulukko 2.4. Tekijöitä, joilla on negatiivinen vaikutus puhdistamon toimintaan (Storhaug, 1990).

Tekijä	Rinnakkaisaostus %	Välisaostus %	Jälkisaostus %	Kaikki %
Viemäriverkoston huono kunto	33	42	27	33
Puhdistamon epätydyttävä suunnittelu	38	22	4	25
Matala hydr. ja org. kuormitus	7	11	10	9
Korkea hydr. ja org. kuormitus	9	17	6	10
Puutteet ylläpidossa	7	8	4	6
Mekaaniset ongelmat	13	19	6	12
Organisatoriset ongelmat	25	22	8	20
Teollisuuden jätevedet	6	14	0	6
Muut syyt	8	17	6	9

Taulukossa rinnakkais- ja jälkisaostuslaitokset ovat aktiivilietepuhdistamoita ja välisaostuslaitokset bioroottoripuhdistamoita.

Koska yleensä useampi kuin yksi tekijä vaikuttaa samanaikaisesti puhdistamon huonoon toimintaan, on taulukon sarakkeiden prosenttilukujen summa yli 100 %.

Yleisimmät syyt pienten puhdistamoiden huonoon toimintaan Iso-Britanniassa ovat hydraulinen ylikuormitus (19 %), biologiset ongelmat (17 %) ja laitosten tekniset tai suunnitteluun liittyvät puutteet (10 %). Jatkuvan seurannan puutteen vuoksi peräti 25 % ongelmien syistä jää epäselviksi tai varmistamatta. (Rowland ja Strongman, 2000)

2.4 Pienpuhdistamoiden yhteiskunnallinen ohjaus

Vesihuoltolaki

Vuonna 2001 tuli voimaan uusi vesihuoltolaki (9.2.2001/119), jossa säädetään muun muassa vesihuollon yleisestä kehittämisestä, järjestämisestä, vesihuoltolaitoksista sekä maksuista ja kuluttajansuojasta. Laki kattaa sekä yhdyskuntien talousveden toimittamisen että jäteveden poisjohtamisen ja puhdistamisen. Vesihuoltolailla kumottiin laki yleisistä vesi- ja viemärlaitoksista (982/1977) sekä laki jätevesimaksusta (610/1973) niihin myöhemmin tehtyine muutoksineen.

Laki selventää kunnan ja vesihuoltolaitoksen vastuita vesihuollossa ja parantaa vesihuoltolaitokseen sopimussuhteessa olevan asiakkaan oikeusasemaa kuluttajana. Myös laitosten mahdollinen yhtiöittämiskehitys on otettu huomioon. Säännökset ovat yhdenmukaiset sekä kunnallisille että yksityisille laitoksille (esim. vesihuolto-osuuskunnat), koska halutaan varmistaa palvelujen saatavuus, laatu ja maksujen kohtuullisuus omistumuodosta riippumatta. Kunnalla on velvollisuus laatia alueelleen vesihuollon kehittämissuunnitelma yhteistyössä vesilaitosten ja muiden kuntien kanssa.

Valtioneuvoston päätös nro (365/1994)

Vuonna 1994 Valtioneuvosto antoi päätöksen yleisestä viemäristä ja eräiltä teollisuudenaloilta vesiin johdettavien jätevesien sekä teollisuudesta yleiseen viemäriin johdettavien jätevesien käsittelystä, jolla pantiin täytäntöön vuonna 1991 annettu Euroopan yhteisöjen neuvoston direktiivi (91/271/ETY). Päätöksen mukaan viemäroidyt jätevedet on vuoden 2005 loppuun mennessä kaikissa taajamissa käsiteltävä biologisesti tai vastaavalla tavalla. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden, joiden asukasvastineluku on vähintään 4 000, poistuvalla jätevedelle on asetettu vähimmäisvaatimuksia biologisen ja kemiallisen hapenkulutuksen sekä kiin-

toaineen osalta. Ravinteiden poiston vähimmäisvaatimukset on kohdistettu pää-
töksen tarkoittamiin yli 10 000 avl:n puhdistamoihin. Tätä aiemmin tällaisiin puh-
distamoihin kohdistetut vaatimukset olivat lievempiä ja epämääräisempiä.

Valtioneuvoston asetus (542/2003)

Vuoden 2004 alusta tuli voimaan Valtioneuvoston asetus (542/2003) talousvesien
käsittelystä viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla. Asetuksen tarkoituksena on
vähentää talousjätevesien päästöjä ja ympäristön pilaantumista ottaen huomioon
valtakunnalliset vesiensuojelun tavoitteet. Asetuksessa on määritelty jätevesien
yleiset käsittelyvaatimukset. Orgaanisen aineen (BOD₇) osalta kuormitusta on vä-
hennettävä vähintään 90 %, kokonaisfosforin osalta vähintään 85 % ja kokonaisty-
pen osalta vähintään 40 % verrattuna käsittelemättömän jäteveden kuormituk-
seen.

Asetusta sovelletaan kiinteistöjen talousjätevesien käsittelyyn ja johtamiseen,
jätevesijärjestelmien rakentamiseen ja ylläpitoon sekä jätevesistä muodostuviin
lietteisiin. Asetusta ei sovelleta talousjätevesiin, joiden käsittelemiseen tarvitaan
ympäristölupa. Asetusta sovelletaan myös laitoksiin, joiden asukasvastineluku on
alle 100. Näiden laitosten ei aiemmin pääsääntöisesti ole tarvinnut hakea ympäris-
tölupaa. Asetusta ei sovelleta, jos muualla lainsäädännössä asetetaan tätä asetusta
tiukempia vaatimuksia.

Koska käsittelemättömien jätevesien kuormituksen kiinteistökohtainen luo-
tettava mittaaminen on vaikeaa, on asetuksessa otettu käyttöön normitettu haja-
asutuksen kuormitusluku. Se vastaa yhden henkilön vesikäymäläjätteet sisältä-
vän käsittelemättömän jäteveden kuormitusta vuorokaudessa: BOD₇:lle arvo on
50 g/hlö, kokonaisfosforille 2,2 g/hlö ja kokonaistypelle 14 g/hlö. Tällöin asetus pe-
riaatteessa määrittää asutuksen jätevesistä ympäristöön sallittavat enimmäispää-
stöt asukasta kohden (taulukko 2.5). Yleiset käsittelyvaatimukset on kuitenkin esi-
tetty puhdistusprosentteina, koska asetusta sovelletaan muihinkin kuin asutuk-
sen jätevesiin. (Kaloinen, 2003)

Taulukko 2.5. Normitettu haja-asutuksen kuormitusluku, jätevesien yleiset puhdistusvaatimukset ja haja-asutusalueella yhden henkilön
jätevesien enimmäispäästö ympäristöön (Kaloinen, 2003).

Jäteveden lika-aine	Haja-asutuksen kuormitusluku (g/asukas/vrk)	Kuormituksen vähennys/ puhdistusteho (%)	Sallittava enimmäis- päästö ympäristöön (g/asukas/vrk)
BOD ₇	50	90	5,0
Kokonaisfosfori	2,2	85	0,33
Kokonaistyyppi	14	40	8,4

Asetus edellyttää myös, että kiinteistön haltija on selvillä jätevesijärjestelmästänsä
ja siitä, täyttääkö puhdistamo asetuksen vaatimukset. Kiinteistöllä tulee olla kirjal-
linen selvitys jätevesijärjestelmästänsä sekä myös jätevesijärjestelmän käyttö- ja
huolto-ohje.

Vesiensuojelun tavoitteet 2005

Valtioneuvoston periaatepäätös 19.3.1998 vesiensuojelun tavoitteista vuoteen 2005 sisältää tavoitteet vesien tilalle sekä kuormittavalle ja muuten vesiä muuttavalle toiminnalle vuoteen 2005. Tavoitteena on vähentää sisävesiin ja Itämereen kohdistuvaa biologisesti happea kuluttavaa kuormitusta vähintään 25 % ja fosforikuormitusta vähintään 35 % vuosien 1991 – 1995 keskimääräisestä tasosta. Niissä yli 10 000 asukkaan jätevedenpuhdistamoissa, joiden purkuvesistössä typpi on todennäköisesti minimiravinteena, on tavoitteena on vähintään 50 % keskimääräinen typenpoisto. Yhdyskuntien osalta kiinnitetään huomiota erityisesti viemäriverkostojen parantamiseen, tehokkaaseen ravinteiden poistoon biologisessa jätevedenpuhdistuksessa sekä purkupaikan valintaan. (Ympäristöministeriö, 1998)

Vesiensuojelun toimenpideohjelma vuoteen 2005

Ohjelmassa todetaan: "Biologis-kemiallisilla jätevedenpuhdistamoilla biologisen hapenkulutuksen keskimääräinen vähenemä oli 1990 –luvun alkuvuosina noin 95 %. Näitä puhdistamoja käytetään ja tarvittaessa kehitetään muuttuvien olosuhteiden edellyttämällä tavalla siten, että ainakin jo saavutettu puhdistusteho voidaan ylläpitää myös tulevaisuudessa". Fosforia on poistettava erityisen tehokkaasti silloin, kun fosfori on purkuvesistön rehevöitymisen minimitekijä, kuormitus on suurta ja päästöt selvästi heikentävät veden laatua. Yli 10 000 asukkaan laitoksilla tulisi tällöin saavuttaa keskimäärin yli 96 %:n reduktio ja alle 0,3 mg/l fosforipitoisuus puhdistetussa jätevedessä. Alle 10 000 asukkaan puhdistamoiden keskimääräinen fosforireduktio tulisi olla yli 92 %:a ja käsitellyn jäteveden fosforipitoisuus alle 0,5 mg/l. (Ympäristöministeriö, 2000)

Typenpoiston tarve esitetään arvioitavaksi tapauskohtaisesti jäteveden johtamislupapäätöksessä kuormituksen ja purkuvesistön ominaisuuksien perusteella. Tehostettu typenpoisto on tarpeen puhdistamoilla, joiden purkupaikka on Merenkurkun ja Suomenlahden itäosan välinen rannikkoalue tai sisävesi, jossa typpi on minimiravinne. Tällaisten purkualueiden laitoksista yli 10 000 asukkaan laitoksen tulisi saavuttaa vuositasolla vähintään 50 %:n keskimääräinen typenpoisto ja alle 10 000 asukkaan puhdistamoilla tulisi saavuttaa vähintään 50 %:n keskimääräinen typenpoisto sinä aikana vuodessa, kun jäteveden käsittelylämpötila on yli 12°C. (Ympäristöministeriö, 2000)

Lounais-Suomen ympäristöohjelma 2005

Lounais-Suomen ympäristöohjelma on ympäristökeskuksen esitys ympäristön hoidon keskipitkän tähtäimen tavoitteista ja keinoista Lounais-Suomen alueella. Ohjelman mukaan yhdyskuntien jätevesien BOD-kuormitusta vähennetään vähintään 25 % ja fosforikuormitusta vähintään 35 % 1990 –luvun alun tasosta. Mikäli purkupaikan rehevöitymiseen vaikuttavat fosforin lisäksi myös muut ravinteet ja kuormituksen osuus purkuvesistön kuormituksesta on vähäinen, niin alle 10 000 asukkaan jätevedenpuhdistamoissa nostetaan keskimääräinen fosforinpoistoteho yli 92 %:iin. Puhdistetun jäteveden fosforipitoisuuden tavoite on 0,4 – 0,6 mg/l. Tavoitteena on myös, että käytössä olevien puhdistamoiden määrä vähenisi 20 %:lla 1990 –luvun lopun määrästä. Tähän voidaan päästä keskittämällä käsittelyä suurempiin ja tehokkaampiin yksiköihin. Tavoitteena on myös edistää olemassa olevan haja-asutuksen liittämistä viemäriverkostoon. (Lounais-Suomen ympäristöohjelma 2005)

Pienet jätevedenpuhdistamot Lounais-Suomen ympäristö- keskuksen alueella

3

Kaikki tähän tutkimukseen mukaan valitut 41 puhdistamoa ovat tyypiltään biologis-kemiallisia puhdistamoita. Puhdistusmenetelmän perusteella suoritettu luokitus ja puhdistamoiden lukumäärä kussakin luokassa on esitetty taulukossa 3.1.

Taulukko 3.1. Tutkimuksessa mukana olevien puhdistamoiden luokitus puhdistusmenetelmittäin ja lukumäärä kussakin luokassa.

Puhdistusmenetelmä	Lukumäärä
Rinnakkaissaostuslaitos (aktiiviliete)	18
Bioroottorilaitos + väli-/jälkisaostus	16
Biosuodin + jälkisaostus	3
Maasuodatin + esisaostus	1
Biosuodin + välisaostus + maasuodatin	1
Rinnakkaissaostus + bioroottori esikäsitellyssä	1
Kantoaineprosessi + jälkisaostus	1

Tutkimuksessa mukana olevat bioroottoripuhdistamot on otettu käyttöön yhtä luukuunottamatta vuosina 1986 – 2002. Rinnakkaissaostuspuhdistamot ovat pääosin bioroottoripuhdistamoita vanhempia. Esimerkiksi Metoxy-puhdistamoiden valmistus lopetettiin jo 1970-luvulla. Biosuodatinpuhdistamot on otettu käyttöön vuosina 1984 – 1999. Puhdistamoiden tuotemerkit, mitoitetut asukasvastineluvut ja virtaamat on esitetty liitteen 3 taulukoissa.

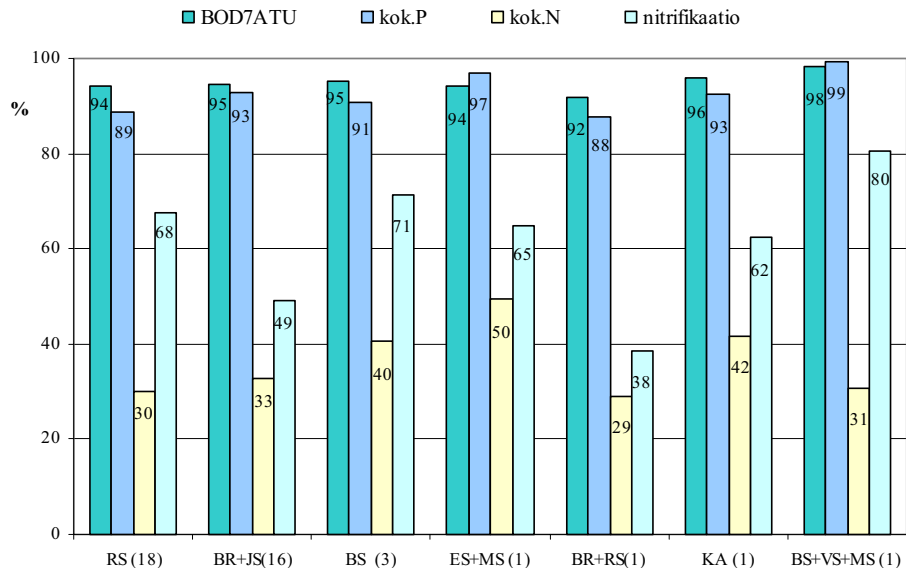
3.1 Puhdistustulokset

Puhdistamoiden puhdistustehot laskettiin BOD_{7ATU} :n, kokonaisfosforin ja kokonaistypen osalta. Lisäksi on esitetty nitrifikaatioasteet. Aineistona käytettiin vuosien 2000 – 2003 tarkkailutuloksia. Tuloksia laskettaessa jokaiselta puhdistamolalta on otettu huomioon kaikkien tarkkailukertojen havainnot kulloinkin tarkasteltavasta suureesta, koska aineistosta on vaikea tunnistaa erikseen “luonnolliset” pienille puhdistamoille tyypilliset poikkeamat muista syistä johtuvista poikkeamista. Puhdistamoiden kuormitus saattaa vaihdella eri vuodenaikojen mukaan paljonkin. Etenkin leiri- ja matkailukeskuksissa sekä oppilaitoksissa kuormitukset vaihtelevat huomattavasti.

Näytteet on otettu yleensä 12 tai 24 tunnin kokoomanäytteenä tulevasta ja lähtevästä vedestä miltei samanaikaisesti. Kuormitusvaihteluiden ja viipymäaika-
jen vuoksi tulevan ja lähtevän veden näytteet eivät tällöin välttämättä edusta samaa kuormitustilannetta.

3.1.1 Puhdistustehot puhdistamotyypeittäin

Kuvassa 3.1 on esitetty pienpuhdistamoiden puhdistustehot puhdistamotyypeittäin vuosina 2000 – 2003 (yksittäisten puhdistamoiden poikkeamat tarkastelujaksoista ilmenevät muun muassa liitteen 3 taulukoista). Puhdistamotyyppikohtaiset keskimääräiset puhdistustehot on laskettu siten, että kuhunkin tyyppiryhmään kuuluvien puhdistamoiden yhteenlasketusta tulokuormitussummasta on vähennetty vesistökuormitussumma ja erotus on jaettu tulokuormitussummalla.



Käytetyt merkinnät: RS rinnakkaissaostus, BR bioroottori, BS biosuodin, MS maasuodatin, KA kantoaineprosessi, JS jälkisaostus, ES esisaostus, VS välisaostus. Suluissa kunkin tyyppisten puhdistamoiden lukumäärät.

Kuva 3.1. Tarkasteltujen pienpuhdistamoiden puhdistustehot puhdistamotyypeittäin 2000 – 2003 Lounais-Suomen ympäristökeskuksen toimialueella.

Kuvasta nähdään, että eri puhdistamotyyppien välillä ei ole suuria eroja puhdistustehoissa. Puhdistamotyyppien BOD_{7ATU}-puhdistustehot ovat välillä 92 – 98 %, kokonaisfosforin välillä 88 – 99 % ja kokonaistypen 29 – 50 %. Puhdistamoiden nitrifikaatioasteet ovat välillä 38 – 80 %. Bioroottoripuhdistamoiden puhdistustehot näyttävät olevan rinnakkaissaostuslaitoksiin nähden hieman parempia. Ainoastaan nitrifikaatioaste on rinnakkaissaostuslaitoksilla bioroottoripuhdistamoita 19 %-yksikköä korkeampi. Biosuodinpuhdistamoilla kokonaistypenpoistoteho sekä nitrifikaatioaste ovat tulosten perusteella korkeampia kuin bioroottori- ja rinnakkaissaostuslaitoksilla.

Bioroottori- ja rinnakkaissaostuspuhdistamoiden kohdalla tuloksia voitaneen pitää yleistettävimpinä, koska kyseisiä puhdistamoita on useampia kappaleita. Muita puhdistamotyyppisiä edustavia laitoksia on niin vähän, että tuloksia ei voi yleistää. Yksittäisten puhdistamoiden puhdistustehot voivat poiketa huomattavastikin kuvassa 3.1 esitetyistä lukuarvoista.

Bioroottori- ja rinnakkaissaostuslaitosten puhdistustehoista laadittu kooste on taulukossa 3.2. Puhdistustehot ovat samaa suuruusluokkaa kuin taulukossa 2.1 esitetyt norjalaisten biologis-kemiallisten pienpuhdistamoiden tulokset. BOD_{7:n} poistotehot ovat norjalaisilla puhdistamoilla olleet noin 5 %-yksikköä alhaisempia kuin tämän tutkimuksen bioroottori- ja rinnakkaissaostuspuhdistamoilla.

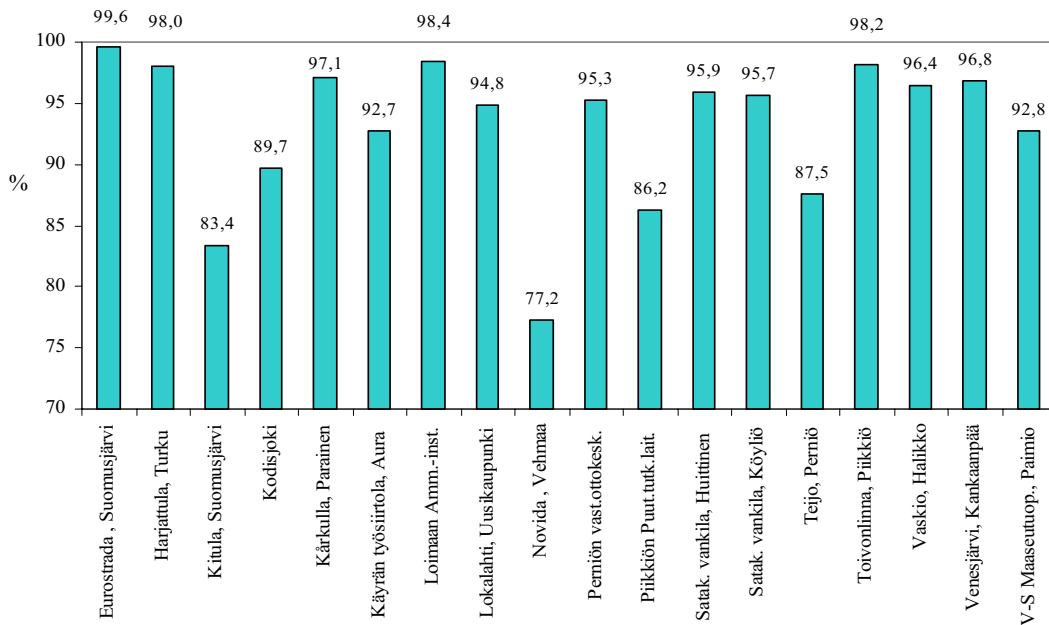
Taulukko 3.2. Bioroottori- ja rinnakkaissaostuslaitosten puhdistustehot.

Puhdistamotyyppi	BOD ₇ (%)			Kokonaisfosfori (%)			Kokonaistyyppi (%)		
	väli	ka.	med.	väli	ka.	med.	väli	ka.	med.
Bioroottori	87,5 - 99,2	94,7	95,4	77,4 - 99,4	91,8	92,9	16,8 - 70,7	37,7	37,8
Rinnakkaissaostus	77,2 - 99,6	93,1	95,5	76,2 - 96,5	89,2	91,2	5,3 - 53,3	32,2	32,3

3.1.2 Orgaanisen aineen poistotehot

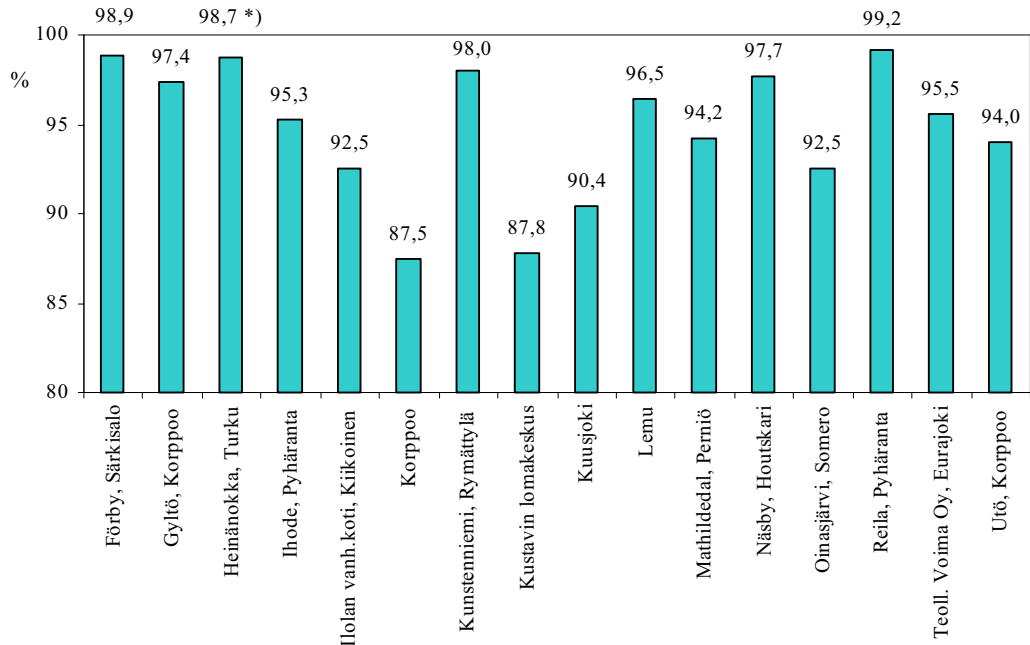
Yksittäisten puhdistamoiden puhdistustehot laskettiin vuosien 2000 – 2003 tarkailukertojen tuloksista yhteenlaskettujen tulevien ja lähtevien kuormien perusteella. Rinnakkaissaostuspuhdistamoiden BOD_{7ATU}-puhdistustehot on esitetty kuvassa 3.2 ja bioroottoripuhdistamoiden kuvassa 3.3. Muita puhdistamotyyppejä edustavien laitosten orgaanisen aineen poistotehot ja lähtevän jäteveden pitoisuudet on esitetty liitteessä 3.

Rinnakkaissaostuspuhdistamoista 13 puhdistamo (72 %) saavutti tarkasteluvälillä 2000 - 2003 orgaanisen aineen poistossa yli 90 %:n puhdistustehon. Parhaiten orgaanista ainetta poistui Oy Eurostrada Ab:n puhdistamolla Suomusjärvellä, jossa puhdistusteho oli 99,6 %. Eurostradan puhdistamolla oli myös pienin lähtevän veden BOD_{7ATU}-arvo 2,5 mg/l (liite 3). Heikoin puhdistusteho (77,2 %) oli Vakka-Suomen ammatti-instituutti Novidan puhdistamolla Vehmaalla. Myös lähtevän veden BOD_{7ATU}-arvo oli korkein eli 37 mg/l.



Kuva 3.2. Tarkasteltavien pienten rinnakkaissaostuspuhdistamoiden BOD_{7ATU}-puhdistustehot vuosina 2000 – 2003 Lounais-Suomen ympäristökeskuksen toimialueella.

Bioroottoripuhdistamoista yli 90 %:n poistotehon saavutti 14 puhdistamoa (88 %). Prosentuaalisesti suurin orgaanisen aineen poistoteho oli Pyhärannan kunnan Reilan puhdistamolla (99,2 %). Alhaisin lähtevän veden BOD_{7ATU}-arvo oli kuitenkin Förbyn puhdistamolla, 2,2 mg/l (Reilassa 2,3 mg/l). Heikoin orgaanisen aineen poistoteho (87,5 %) oli Korppoon kunnan puhdistamolla, mutta korkein lähtevän veden BOD_{7ATU}-arvo oli Kustavin lomakeskuksen puhdistamolla (36 mg O₂/l).



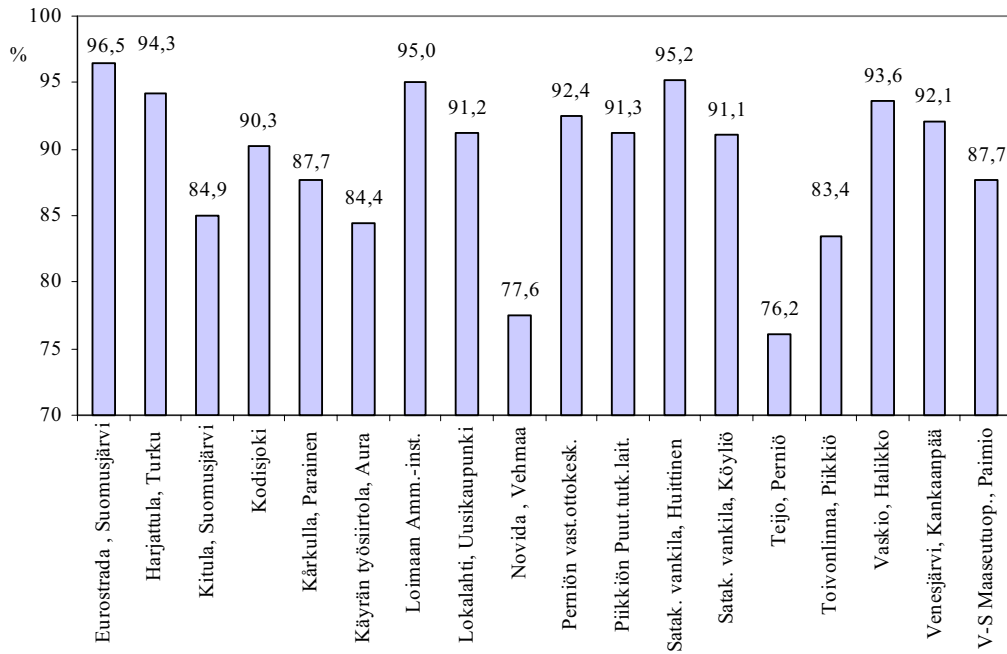
*) liian tehokkaiden pumppujen vuoksi tulevassa vedessä ollut paljon lietettä, puhdistusteho ei todellisuudessa ollut näin hyvä.

Kuva 3.3. Tarkasteltavien pienten bioroottoripuhdistamoiden BOD_{7ATU}-puhdistustehot 2000 – 2003 Lounais-Suomen ympäristökeskuksen toimialueella.

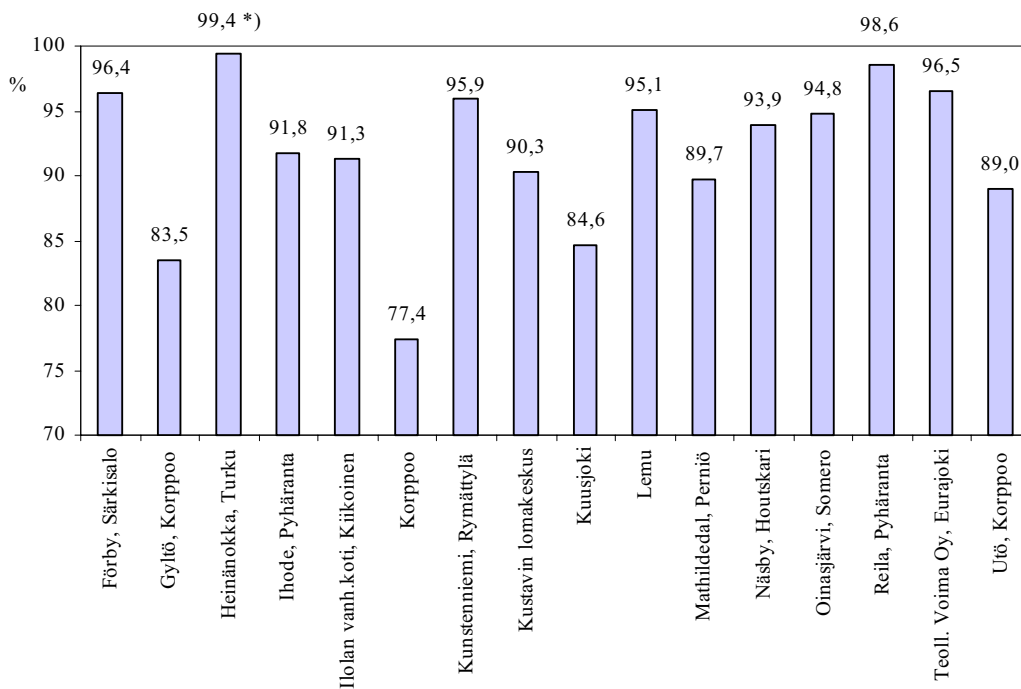
3.1.3 Kokonaisfosforin poistotehot

Rinnakkaissaostuspuhdistamoiden kokonaisfosforin poistotehot on esitetty kuvassa 3.4 ja bioroottoripuhdistamoiden kuvassa 3.5. Kolmetoista rinnakkaissaostuspuhdistamoa (72 %) saavutti yli 85 % fosforinpoistotehon. Kahden puhdistamon poistotehot olivat hyvin lähellä tätä: Kitula 84,9 % ja Käyrän työsiirtola 84,4 %. Parhaiten fosforia poisti Oy Eurostrada Ab:n puhdistamo Suomusjärvellä. Sen kokonaisfosforin poistoteho oli 96,5 %. Huonoimmin fosforia poisti puolestaan Perniön Teijon puhdistamo (76,2 %). Lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuus oli pienin (0,47 mg/l) Kodisjoen puhdistamolla ja korkein (2,2 mg/l) Novidan puhdistamolla Vehmaalla.

Bioroottoripuhdistamoista 81 % saavutti yli 85 % fosforinpoistotehon. Kuusjoen puhdistamon tulos on myös hyvin lähellä eli 84,6 %. Parhaaseen kokonaisfosforinpoistotehoon päästiin Heinänokan leirikeskuksen puhdistamolla (99,4 %) ja Pyhärannan kunnan Reilan puhdistamolla (98,6 %). Heinänokan tulos ei kuitenkaan ollut todellisuudessa näin hyvä tulevaan jäteveden sekoittuneen lietteen vuoksi. Huonoiten fosforia poisti Korppoon kunnan bioroottoripuhdistamo (77,4 %). Pienin lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuus oli Reilan puhdistamolla (0,15 mg/l) ja korkein Korppoon puhdistamolla (1,5 mg/l). Muiden puhdistamotyyppien laistosten puhdistustulokset on esitetty liitteessä 3.



Kuva 3.4. Tarkasteltavien pienten rinnakkaissaostuspuhdistamoiden kokonaisfosforin poistotehot 2000 – 2003 Lounais-Suomen ympäristökeskuksen toimialueella.

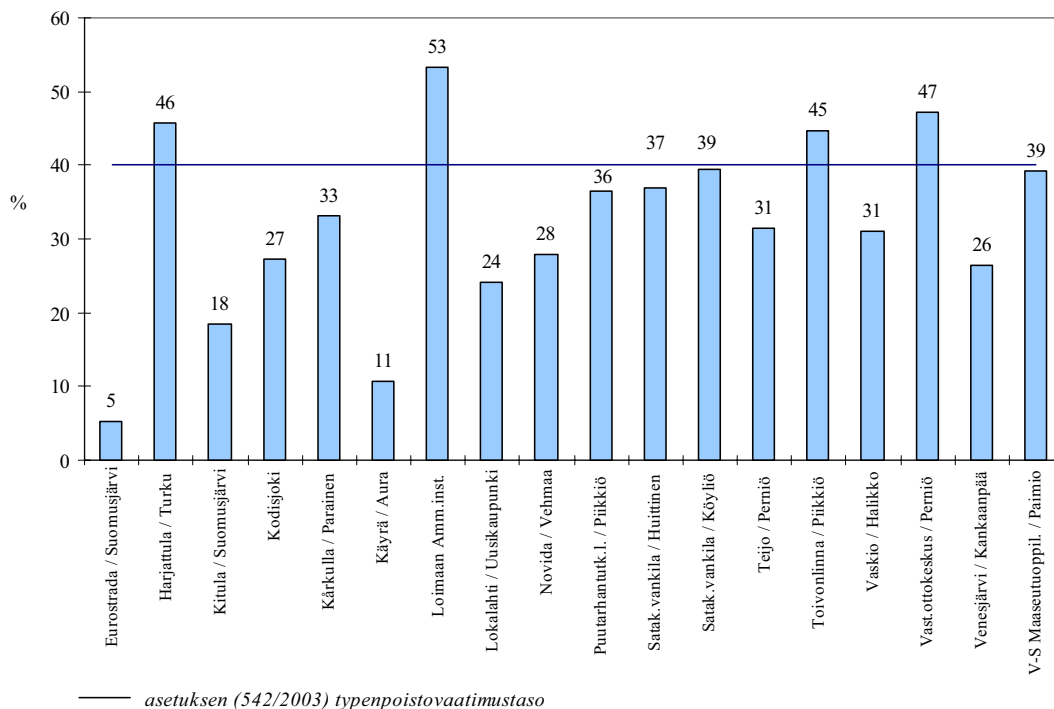


*) liian tehokkaiden pumppujen vuoksi tulevassa vedessä ollut paljon lietettä, puhdistusteho ei todellisuudessa ollut näin hyvä.

Kuva 3.5. Tarkasteltavien pienten bioroottoripuhdistamoiden kokonaisfosforin poistotehot 2000 – 2003 Lounais-Suomen ympäristökeskuksen toimialueella.

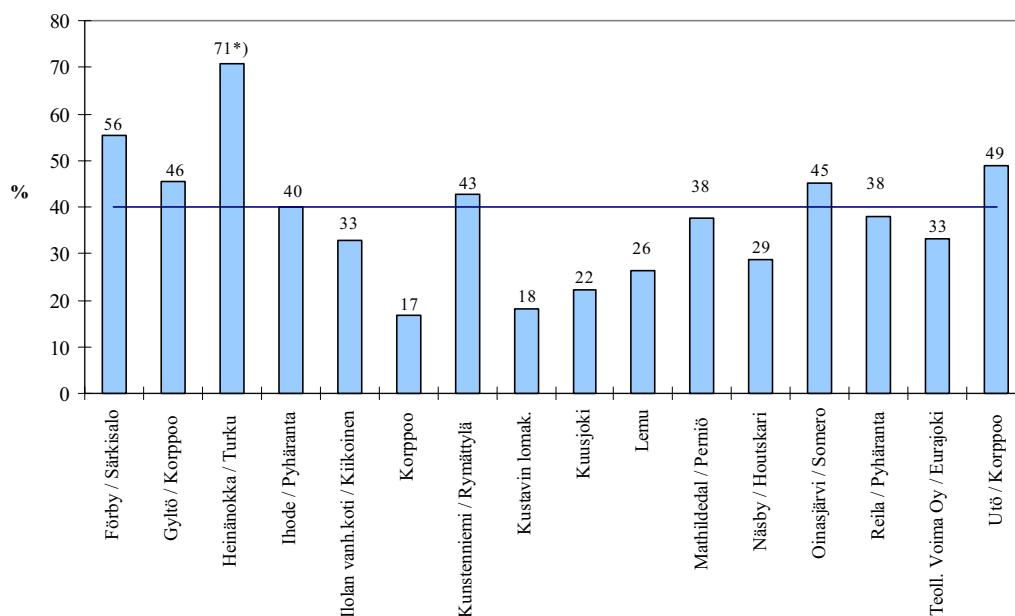
3.1.4 Kokonaistypen poistotehot

Rinnakkaissaostuslaitosten kokonaistypenpoistotehot on esitetty kuvassa 3.6. Vain neljällä rinnakkaissaostuslaitoksella päästiin keskimäärin aikajaksolla 2000 – 2003 Valtioneuvoston asetuksessa (542/2003) mainittuun yli 40 %:n kokonaistypen poistotehoon. Parhaiten tässä suhteessa toimivat Loimaan ammatti-instituutin, Perniön vastaanottokeskuksen, Toivonlinnan yhteiskoulun sekä Harjattulan koulutus- ja vapaa-ajankeskuksen jätevedenpuhdistamot. Lähelle 40 %:a pääsivät myös Satakunnan vankilan Huittisten ja Köyliön osastojen puhdistamot, Varsinais-Suomen Maatalousoppilaitoksen sekä Piikkiön Puutarhantutkimuslaitoksen jätevedenpuhdistamot. Heikoimmin fosforia poistivat Käyrän avovankilan puhdistamo ja Oy Eurostrada Ab:n puhdistamo. Oy Eurostradan Ab:n puhdistamossa oli tosin 100 %:n ja Käyrän puhdistamollakin 77 %:n nitrifikaatioaste. Yksittäisten rinnakkaissaostuslaitosten kokonaistypenpoistotehot olivat välillä 5 – 53 %, mediaaniarvon ollessa 32 %. Oy Eurostrada Ab:n puhdistamolle tuli muita puhdistamoita huomattavasti typpipitoisempaa jätevettä. Siellä tulevan jäteveden typpipitoisuus oli keskimäärin 149 mg/l, kun se muilla puhdistamoilla oli välillä 18 – 71 mg/l. Alhaisin lähtevän jäteveden kokonaistypipitoisuus oli Teijon puhdistamolla (12 mg/l) ja korkein Oy Eurostrada Ab:n puhdistamolla (141 mg/l).



Kuva 3.6. Tarkasteltavien pienten rinnakkaissaostuslaitosten kokonaistypenpoistoprosentit 2000 – 2003 Lounais-Suomen ympäristökeskuksen toimialueella.

Kuvassa 3.7 on esitetty bioroottorilaitosten kokonaistypenpoistotehot. Tulosten mukaan kuudestatoista puhdistamosta seitsemän puhdistamon typpireduktiot olivat vähintään 40 %. Nämä puhdistamot olivat Gyltön linnake, Utön linnake, Kunstenniemen leirikeskus, Someron Oinasjärvi, Heinänokan leirikeskus, Särkisalon Förby ja Pyhärannan Ihode. Lisäksi Mathildedalissa ja Pyhärannan Reilassa päästiin 38 prosenttiin. Heinänokan tuloksia vääristi se, että juuri tutkimukseen otettuna aikavälinä kyseisellä puhdistamolla oli lietekaivossa liian tehokkaat lietteenpoistopumput. Tämä aiheutti lietteen sekoittumista tulevaan jäteveeseen. Puhdistustehot eivät siis todellisuudessa olleet näin hyvät. Bioroottoripuhdistamoiden kokonaistypenpoistotehot ovat välillä 17 – 71 %, mediaaniarvo on 38 %. Pienin bioroottoripuhdistamolta lähtevän jäteveden kokonaistyyppipitoisuus oli Someron Oinasjärven puhdistamolla (19 mg/l) ja suurin Kustavin lomakeskuksen puhdistamolla (66 mg/l).

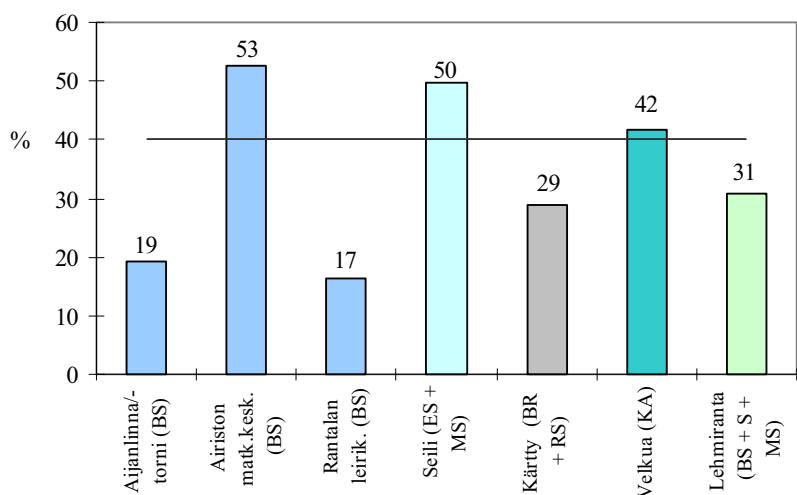


— asetuksen (542/2003) typenpoistovaatimustaso

*) Liian tehokkaiden pumppujen vuoksi tulevassa jätevedessä ollut paljon lietettä. Puhdistusteho ei todellisuudessa ollut näin hyvä.

Kuva 3.7. Tarkasteltavien pienten bioroottorilaitosten kokonaistypenpoistotehot vuosina 2000 – 2003 Lounais-Suomen ympäristökeskuksen toimialueella.

Airiston matkailukeskuksen biosuodin toimii typenpoiston suhteen selvästi kahta muuta biosuodinta paremmin ylittäen kirkkaasti 40 %:n rajan (kuva 3.8). Myös Seilin esisaostuksella varustettu maasuodatin ja Velkuan kantoaineprosessi pääsevät yli 40 %:n kokonaistypenpoistoon. Vaikka muita puhdistamotyyppejä edustavien laitosten joukossa oli suhteellisen korkeitakin kokonaistypenpoistotehoja, niin näiltä puhdistamoilta lähtevien jätevesien kokonaistyyppipitoisuudet olivat kuitenkin korkeita (35 – 62 mg/l).



Kuvan merkinnät: BS biosuodin, ES esisaostus, MS maasuodatin, BR bioroottori, RS rinnakkaissaostus, KA kantoaineprosessi, S saostus

— asetuksen (542/2003) typenpoistovaatimustaso

Kuva 3.8. Muiden puhdistamotyyppien kokonaistypenpoistotehot 2000 – 2003.

Kaikkien tutkimuksessa mukana olevien puhdistamoiden puhdistustulokset aikaväliltä 2000 - 2003 on esitetty puhdistamotyypeittäin liitteessä 3. Tarkkailujen suorittajat ja poikkeavat ajanjaksot on myös kerrottu. Liitteen 3 taulukoihin merkityt mitoitettut ja havaitut asukasvastineluvut (avl) on laskettu siten, että mitoitettut ja havaitut BOD₇-kuormat (kg/d) on jaettu keskimääräisellä yhtä henkilöä kohden tulevalla BOD₇-kuormalla 70 g BOD₇/as/d. Mitoitusvirtaamat ovat keskivirtaamia (m³/d) puhdistamotiedoista ja havaitut virtaamat (m³/d) ovat tarkkailukertojen virtaamien aritmeettisiä keskiarvoja.

Päästöt ympäristöön

Taulukossa 3.3 on puhdistamotyypeittäin tarkasteltujen puhdistamoiden BOD_{7ATU}-, kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipäästöt ympäristöön (g/avl/d). Taulukon tulosten mukaan bioroottoripuhdistamot alittavat BOD:n ja kokonaisfosforin osalta taulukossa 2.5 mainitut sallittavat enimmäispäästöt ympäristöön. Biosuodatinpuhdistamot ovat lähellä rajoja kokonaisfosforin ja kokonaistypen osalta.

Taulukko 3.3. Tarkasteltujen pienpuhdistamoiden päästöt vesistöön puhdistamotyypeittäin.

	Rinnakkaissaostus- puhdistamot [g/avl/d]	Bioroottori- puhdistamot [g/avl/d]	Biosuodatin- puhdistamot [g/avl/d]
BOD _{7ATU}	5,5	3,9	5,5
Kok.P	0,58	0,26	0,34
Kok.N	13,7	12,5	8,7

Pienten rinnakkaissaostuspuhdistamoiden päästöjä ympäristöön verrattiin myös kolmen suuremman puhdistamon vuoden 2003 päästöihin (taulukko 3.4). Kukin "suuri" puhdistamo on samaa kokoluokkaa kuin pienet rinnakkaissaostuspuhdistamot yhteensä.

Taulukko 3.4. Tarkasteltujen pienten rinnakkaissaostuspuhdistamoiden ja kolmen suuremman rinnakkaissaostuspuhdistamon päästöt vesistöön.

	Pienet rinnakkais- saostuspuhdistamot [g/av/d]	Perniön kunnan kirkonkylän puhdistamo [g/av/d]	Mynämäen kunnan puhdistamo [g/av/d]	Nakkilan kunnan puhdistamo [g/av/d]
BOD _{7ATU}	5,5	4,3	3,9	4,4
Kok. P	0,58	0,15	0,35	0,15
Kok. N	13,7	10,2	11,6	16,7

Taulukon 3.4 perusteella yksittäisten "suurten" puhdistamoiden päästöt ympäristöön (vesistöön) asukasvastinelukua kohden vuorokaudessa ovat alhaisemmat kuin pienillä rinnakkaissaostuspuhdistamoilla yhteensä. Vain Nakkilan kunnan puhdistamon typpipäästöt asukasvastinelukua kohden vuorokaudessa ovat suuremmat kuin pienillä puhdistamoilla. Vertailuun valituista suurista puhdistamoista Perniön kunnan kirkonkylän puhdistamo ja Nakkilan kunnan jätevedenpuhdistamo alittavat taulukossa 2.5 esitetyt sallitut enimmäispäästöt ympäristöön. Mynämäen kunnan jätevedenpuhdistamo alitti ainoastaan BOD_{7:n} kohdalla enimmäispäästörajan.

3.2 Toimivuus

Yksittäisten puhdistamoiden puhdistustuloksissa on paikoitellen suuria eroja eri tarkkailukertojen välillä. Yleisesti ottaen puhdistamoille tulevien jätevesien pitoisuudet vaihtelevat melko paljon. Esimerkiksi leirikesköksissä kuormitus painottuu erityisesti kesäaikaan ja yksittäisiin viikonloppuihin, muulloin puhdistamolle saatetaan johtaa vain muutaman ihmisen jätevedet.

Puhdistamoille tulee etenkin keväisin ja syksyisin paljon vuotovesiä. Nämä lisäävät virtaamaa, laimentavat jätevettä, laskevat jäteveden lämpötilaa sekä lisäävät jäteveden määrän ja ominaisuuksien vaihteluita. Virtaaman lisäys saattaa pakottaa ohijuoksutuksiin, laimea vesi huonontaa saavutettavissa olevaa puhdistustulosta, alhaiset lämpötilat hidastavat biologisia puhdistusprosesseja ja vaihtelut virtaamissa/pitoisuuksissa vaikeuttavat puhdistamon ohjausta. Suuret virtaamat voivat aiheuttaa myös lietteenkarkaamista.

Puhdistamoiden varustetasossa on eroja. Kaikilta puhdistamoilta ei löydy esimerkiksi lämpömittaria ja liukoisen fosforin mittalaitetta. Myös laiterikkojen korjaaminen kestää joskus kauankin. Päiväkirjan pidossa on joillakin puhdistamoilla puutteita. Mittauksia ei myöskään tehdä aina säännöllisesti, vaikka päiväkirjaa sinänsä pidetäänkin. Puhdistamon hoito on useimmiten vain yksi työtehtävä muiden joukossa ja hoitoon käytettävissä oleva aika on rajallinen. Kunnallisten puhdistamoiden hoidosta vastaa yleensä kunnan huoltomies. Muilla puhdistamoilla puhdistamon hoito kuuluu esimerkiksi kiinteistöhoitajalle tai muulle vastaavalle.

Useilta puhdistamoilta pääsee suhteellisen usein karkuun kiintoainetta. Syyinä ovat usein poikkeuksellisen suuret virtaamat sekä alhaisiksi laskeneet alkaliteetti- ja pH-arvot, joista seuraa muun muassa saostuneen fosforin uudelleen liukenemista veteen. Jälkiselkeytysaltaan heikko happitilanne saattaa myös aiheuttaa lietteen anaerobista käymistä ja seurauksena kiintoaineen karkaamista.

Muutaman laitoksen tarkkailutuloksissa esiintyi typenpoiston negatiivisia puhdistustehoja. Tämä mahdollisten puhdistamohäiriöiden lisäksi johtui muun muassa siitä, että tulevan ja lähtevän veden näyte ei vastannut samaa kuormituslannetta (pitkä viipymä). Näytteenottoaikka ei myöskään ole aina paras mahdollinen.

Puhdistamoilla, joita alunperin ei ole mitoitettu nitrifioiviksi, nitrifikaation "hallitsematon" toteutuminen aiheuttaa ongelmia. Seurauksena on pH-arvon vaihtelua, veden ajoittaista samentumista ja suurempia kiintoainepäästöjä. Kalkin annostelussa on myös usein ongelmia. pH-arvoa ei mitata säännöllisesti ja se pääsee laskemaan.

3.3 Kustannukset

Kaikille tutkimuksessa mukana oleville 41 puhdistamolle lähetettiin kysely niiden investointi- ja käyttökustannuksista. Vastauksia tuli määräaikaan mennessä 24 kpl (58 %). Vastauksista 12 tuli rinnakkaissaostuslaitoksilta, 7 bioroottorilaitoksilta ja loput 5 muun puhdistamotyypin laitoksilta. Vastauksista osa oli puutteellisia ja/tai selvästi virheellisiä, eikä niitä näin ollen otettu huomioon kustannustarkasteluun.

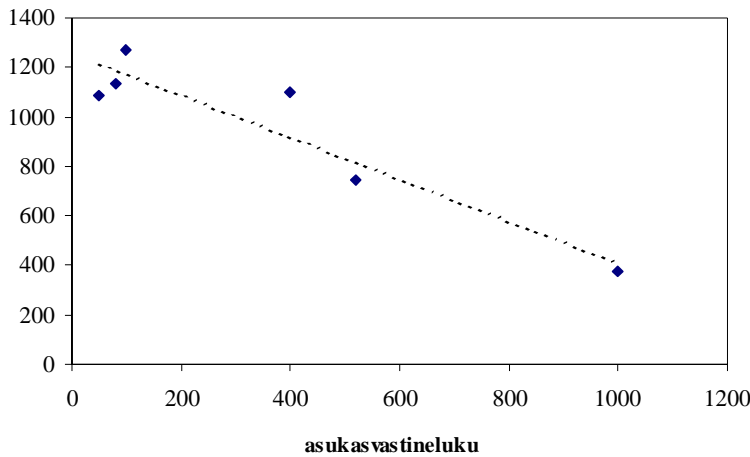
3.3.1 Investointikustannukset

Useat rinnakkaissaostusperiaatteella toimivista puhdistamoista on otettu käyttöön jo 1970-luvulla, eikä niiden silloisista investointikustannuksista saatu puhdistamoiden omistajilta tietoa. Bioroottoripuhdistamoiden investointikustannuksia on esitetty taulukossa 3.5. Investointien arvot muutettiin vuoden 2003 hintatasoa vastaaviksi Tilastokeskuksen julkaisemilla rakennuskustannusindekseillä. Taulukon 3.5 viimeiseen sarakkeeseen on laskettu investointikustannukset mitoitettua asukasvastilukua kohden. Investointikustannukset mitoitusasukasvastinelukua kohden on myös esitetty kuvassa 3.9. Asukasvastineluvut ovat tässä tapauksessa puhdistamoiden ilmoittamia mitoitusarvoja.

Taulukko 3.5. Bioroottoripuhdistamoiden investointikustannuksia vuoden 2003 hintatasoon muutettuna.

Puhdistamo	Investointivuosi	Mit.avl	€	€/Avl
Förby, Särkisalo	2002	400	441 098	1 103
Ihode, Pyhäranta	1993	520	386 166	743
Reila, Pyhäranta	1997	100	127 255	1 273
Iholan vanhainkoti, Kiikoinen	1999	50	54 127	1 083
Lemu	1992	1 000	372 606	373
Oinasjärvi, Somero	1999	80	90 933	1 137

Laskennassa käytetty Tilastokeskuksen julkaisemia rakennuskustannusindeksejä.



Kuva 3.9. Bioroottoripuhdistamoiden investointikustannukset (euroa/avl) mitoitusasukasvastinelukua kohden.

Puhdistamoiden investointikustannukset laskevat odotetusti puhdistamon koon kasvaessa. Muiden kuin bioroottoripuhdistamoiden investointikustannuksia on taulukossa 3.6. Rinnakkaissaostus- ja biosuodinlaitosten investointikustannukset asukasvastinelukua kohden näyttävät olevan huomattavasti alhaisempia kuin bioroottorilaitoksilla. Aineiston määrä on kuitenkin huomattavan pieni.

Taulukko 3.6. Muiden puhdistamotyyppien investointikustannuksia vuoden 2003 hintatasoon muutettuna.

Puhdistamo	Tyyppi	Investointivuosi	Avl	€	€/Avl
Teijo, Perniö	rinnakkaissaostus	1983	500	296 550	593
Kodisjoki	rinnakkaissaostus	1994	300	49 511 ^{*)}	165
Rantalan leirikesk., Paimio	biosuodin	1998	120	22 502	188
Aijanlinna/Aijantorni, Kisko	biosuodin	1999	120	25 909	216

^{*)}Kodisjoen puhdistamo on Raisiosta käytöstä poistettu puhdistamo. Kustannukset käsittävät vain puhdistamon siirto- ja kunnostuskustannukset.

3.3.2 Käyttökustannusten muodostuminen

Pienpuhdistamoilta kysyttiin vuoden 2003 käyttökustannuksia seuraavan jaotteen mukaisesti: sähkö-, vesi-, huolto-, kemikaali-, kuljetus-, tarkkailu- ja henkilökustannukset sekä muut kustannukset.

Puhdistamoiden ilmoittamat käyttökustannukset laskettiin yhteen ja laskettiin kunkin osa-alueen prosenttiosuus kokonaiskäyttökustannuksista. Käsitellyn jäteveden määrän avulla laskettiin käyttökustannukset kuutiometriä kohden (€/m³). Sähköenergian hinnoittelussa olleiden erojen vuoksi käyttökustannukset ja prosenttiosuudet laskettiin myös käyttämällä kaikille samaa sähkön hintaa (0,066 €/kWh). Tämä hinta laskettiin puhdistamoiden ilmoittamien sähkönkulutuksien (kWh) ja sähkölaskun suuruuksien avulla. Rinnakkaissaostus- ja bioroottoripuhdistamoiden käyttökustannukset osa-alueittain sekä kustannukset käsiteltyä kuutiota kohden ovat nähtävissä taulukossa 3.7.

Taulukko 3.7. Rinnakkaissaostus- ja bioroottoripuhdistamoiden vuoden 2003 käyttökustannusten muodostuminen ja suuruus jätevesikuutiota kohden.

Harmaissa sarakkeissa käytetty sähkönhintaa 0,0660 €/kWh

RINNAKKAISSAOSTUSPUHDISTAMOT

	Kärkulla						Lokalahti						Loimaa					
	27570 m ³ /a						26645 m ³ /a						4745 m ³ /a					
	100200 kWh						50953 kWh						3200 kWh					
	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³
Sähkö	6775	6613	36,4	35,9	0,25	0,24	3700	3363	22,7	21,1	0,14	0,13	2300	211	18,8	2,1	0,48	0,04
Vesi	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00	60	60	0,4	0,4	0,00	0,00	30	30	0,2	0,3	0,01	0,01
Huolto	1500	1500	8,1	8,1	0,05	0,05	2000	2000	12,3	12,5	0,08	0,08	1770	1770	14,5	17,5	0,37	0,37
Kemikaalit	2394	2394	12,9	13,0	0,09	0,09	1550	1550	9,5	9,7	0,06	0,06	816	816	6,7	8,1	0,17	0,17
Kuljetus	2000	2000	10,8	10,8	0,07	0,07	4000	4000	24,5	25,0	0,15	0,15	920	920	7,5	9,1	0,19	0,19
Tarkkailu	1927	1927	10,4	10,5	0,07	0,07	1000	1000	6,1	6,3	0,04	0,04	1037	1037	8,5	10,2	0,22	0,22
Henkilöstö	3500	3500	18,8	19,0	0,13	0,13	4000	4000	24,5	25,0	0,15	0,15	5347	5347	43,8	52,8	1,13	1,13
Muut	500	500	2,7	2,7	0,02	0,02	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00
Yht.	18596	18434	100,0	100,0	0,67	0,67	16310	15973	100,0	100,0	0,61	0,60	12221	10132	100,0	100,0	2,58	2,14

	Teijo						Kodisjoki						Kitula					
	50370 m ³ /a						5475 m ³ /a						49275 m ³ /a					
	62721 kWh						3 319 kWh						40000 kWh					
	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³
Sähkö	4207	4140	20,9	20,6	0,08	0,08	2470	219	15,2	1,6	0,45	0,04	1440	2640	6,1	6,1	0,03	0,03
Vesi	235	235	1,2	1,2	0,00	0,00	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00	2000	2000	8,5	8,5	0,04	0,04
Huolto	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00	4090	4090	25,2	29,2	0,75	0,75	2000	2000	8,5	8,5	0,04	0,04
Kemikaalit	1700	1700	8,4	8,5	0,03	0,03	400	400	2,5	2,9	0,07	0,07	2500	2500	10,6	10,6	0,05	0,05
Kuljetus	109	109	0,5	0,5	0,00	0,00	1700	1700	10,5	12,1	0,31	0,31	6000	6000	25,4	25,4	0,12	0,13
Tarkkailu	1465	1465	7,3	7,3	0,03	0,03	1180	1180	7,3	8,4	0,22	0,22	2200	2200	9,3	9,3	0,04	0,05
Henkilöstö	8140	8140	40,4	40,5	0,16	0,16	6040	6040	37,1	43,1	1,10	1,10	7500	7500	31,7	31,7	0,15	0,16
Muut	4300	4300	21,3	21,4	0,09	0,09	379	379	2,3	2,7	0,07	0,07	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00
Yht.	20156	20089	100,0	100,0	0,40	0,40	16259	14008	100,0	100,0	2,97	2,56	23640	24840	100,0	100,0	0,48	0,50

BIOROOTTORIPUHDISTAMOT

	Ihode						Reila						TVO					
	26645 m ³ /a						4745 m ³ /a						76650 m ³ /a					
	41790 kWh						18217 kWh						60420 kWh					
	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³
Sähkö	2606	2758	12,3	12,9	0,10	0,10	993	1202	13,8	16,2	0,21	0,25	1800	3988	4,6	9,7	0,02	0,05
Vesi	1497	1497	7,1	7,0	0,06	0,06	2	2	0,0	0,0	0,00	0,00	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00
Huolto	8500	8500	40,2	39,9	0,32	0,32	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00	4000	4000	10,2	9,7	0,05	0,05
Kemikaalit	1380	1380	6,5	6,5	0,05	0,05	1420	1420	19,7	19,2	0,30	0,30	2500	2500	6,4	6,1	0,03	0,03
Kuljetus	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00	3000	3000	7,7	7,3	0,04	0,04
Tarkkailu	1978	1978	9,4	9,3	0,07	0,07	1039	1039	14,4	14,0	0,22	0,22	2800	2800	7,2	6,8	0,04	0,04
Henkilöstö	5190	5190	24,5	24,4	0,19	0,19	3707	3707	51,5	50,0	0,78	0,78	20000	20000	51,2	48,4	0,26	0,26
Muut	0	0	0,0	0,0	0,00	0,00	42	42	0,6	0,6	0,01	0,01	5000	5000	12,8	12,1	0,07	0,07
Yht.	21151	21303	100,0	100,0	0,79	0,80	7203	7412	100,0	100,0	1,52	1,56	39100	41288	100,0	100,0	0,51	0,54

	Lemu						Oinasjärvi						Förby *)					
	43800 m ³ /a						5471 m ³ /a						17001 m ³ /a					
	112431 kWh						10790 kWh						-					
	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³	€	€	%	%	€/m ³	€/m ³
Sähkö	5400	7420	11,4	15,1	0,12	0,17	650	712	8,0	8,7	0,12	0,13	-	-	-	-	-	-
Vesi	431	431	0,9	0,9	0,01	0,01	2	2	0,0	0,0	0,00	0,00	923	-	-	-	0,05	-
Huolto	2000	2000	4,2	4,1	0,05	0,05	500	500	6,1	6,1	0,09	0,09	9021	-	-	-	0,53	-
Kemikaalit	5400	5400	11,4	11,0	0,12	0,12	699	699	8,6	8,5	0,13	0,13	4093	-	-	-	0,24	-
Kuljetus	4400	4400	9,3	8,9	0,10	0,10	800	800	9,8	9,8	0,15	0,15	3793	-	-	-	0,22	-
Tarkkailu	3799	3799	8,0	7,7	0,09	0,09	3800	3800	46,7	46,4	0,69	0,69	1265	-	-	-	0,07	-
Henkilöstö	8345	8345	17,7	16,9	0,19	0,19	1500	1500	18,4	18,3	0,27	0,27	10365	-	-	-	0,61	-
Muut	17500	17500	37,0	35,5	0,40	0,40	180	180	2,2	2,2	0,03	0,03	1000	-	-	-	0,06	-
Yht.	47275	49295	100,0	100,0	1,08	1,13	8131	8193	100,0	100,0	1,49	1,50	-	-	-	-	-	-

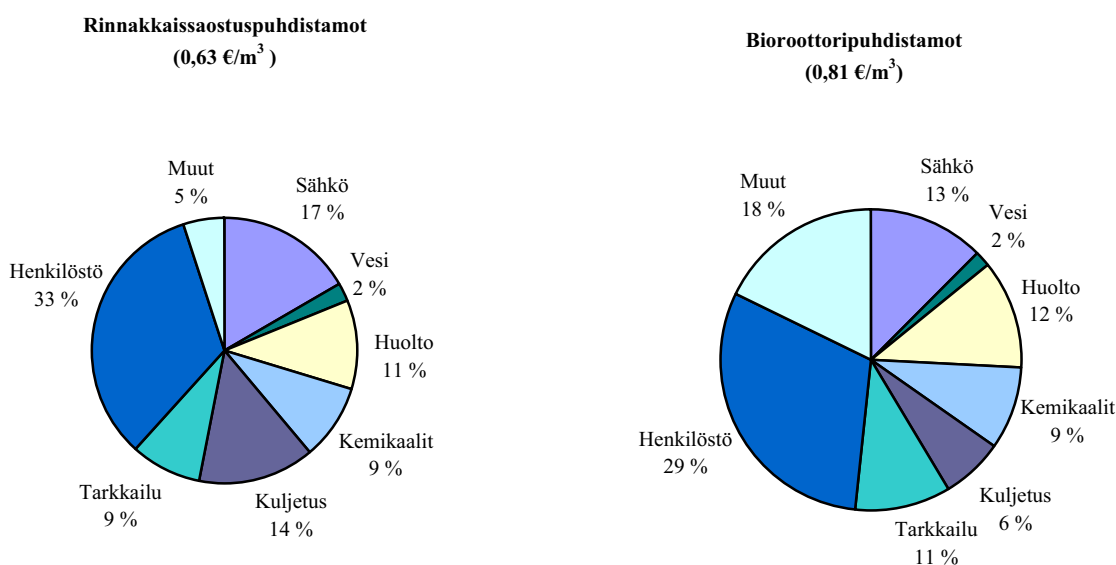
*) Förbyn puhdistamolta ei pystytty antamaan sähkön osalta todellisia käyttöarvoja

Rinnakkaissaostuslaitosten (6 kpl) joukossa pienimmät käyttökustannukset käsiteltä jätevesikuutiota kohden on Teijon puhdistamolla 0,40 €/m³ ja suurimmat Kodisjoella 2,97 €/m³. Kodisjoen kustannukset ovat yli seitsemän kertaa suuremmat kuin Teijolla. Teijon puhdistamolla ei kyselyn perusteella ollut vuonna 2003 lainkaan huoltokustannuksia, kun taas Kodisjoella huoltokustannukset muodostivat 25 % käyttökustannuksista. Teijolla mitoituskapasiteetista on käytössä noin 95 % ja Kodisjoella noin 43 %. Rinnakkaissaostuspuhdistamoiden aritmeettisena keskiarvona lasketut käyttökustannukset ovat 1,29 €/m³. Laskemalla kaikkien kuuden puhdistamon kustannukset sekä virtaamat erikseen yhteen, saadaan rinnakkaissaostuspuhdistamoiden keskimääräiseksi käyttökustannukseksi 0,63 €/m³.

Bioroottoripuhdistamoiden (6 kpl) kohdalla alhaisimmat käyttökustannukset olivat Teollisuuden Voima Oy:n (TVO) saniteettivesien jätevedenpuhdistamolla (0,51 €/m³). Kyseisen puhdistamon pieniin käyttömenoihin vaikuttaa ennen kaikkea se, että heillä on oma sähkön käyttöverkosto (siirtokustannukset pienet) ja vesilaitos. TVO:n prosentuaalisesti suurimmat käyttömenot johtuvat siivous- ja puhtaanapitokuluista. Korkeimmat käyttökustannukset olivat puolestaan Pyhärannan Reilan puhdistamolla (1,52 €/m³). Bioroottoripuhdistamoiden käyttökustannusten aritmeettinen keskiarvo (ilman Förbya) on 1,08 €/m³. Förbyn puhdistamolta ei pystytty antamaan sähkön osalta todellisia käyttöarvoja. Laskemalla erikseen kaikki kustannukset sekä virtaamat yhteen, saadaan bioroottoripuhdistamoiden keskimääräiseksi käyttökustannukseksi 0,81 €/m³. Jos jätetään tyypiltään hieman muista poikkeava TVO laskennan ulkopuolelle käsittelykustannukset ovat 1,07 €/m³. Bioroottorilaitoksilla kuluu sähköä noin 1,5 kWh/m³ ja rinnakkaissaostuspuhdistamoilla noin 1,6 kWh/m³.

Rinnakkaissaostuspuhdistamoiden vuoden 2003 käyttökustannukset olivat 118 €/avl (todellinen avl). Bioroottoreilla vastaava luku oli 113 €/avl. Belgialaisen tutkimuksen mukaan kokonaiskäyttömenot ovat alle 500 avl laitoksilla korkeat. Yli 500 avl:n laitoksilla käyttökustannukset vaihtelevat välillä 5,5 (2 000 avl:n ruoikkopuhdistamo) - 21,5 euroa/avl/vuosi (500 avl bioroottori/ruoikko) (Geenens ja Thoeve, 2000).

Kuvassa 3.10 on esitetty ympyrädiagrammin muodossa käyttökustannusten keskimääräinen muodostuminen sekä rinnakkaissaostus- että bioroottoripuhdistamoilla, kun sähkön hinta on kaikille sama.



Kuva 3.10. Vuoden 2003 käyttökustannusten muodostuminen rinnakkaissaostus- ja bioroottoripuhdistamoilla.

Henkilöstökulujen osuus käyttökustannuksista on rinnakkaissaostuspuhdistamoilla 33 % ja bioroottoripuhdistamoilla 29 %. Vesijohtoveden ja kemikaalien osuus käyttökustannuksista ovat samaa suuruusluokkaa kummallakin puhdistamotyypillä. Tarkkailu- ja huoltokustannusten osuus on hieman suurempi bioroottoripuhdistamoilla. Rinnakkaissaostuspuhdistamoilla puolestaan menee suurempi osuus käyttökustannuksista sähköenergiaan ja kuljetuksiin. Kuljetusmenojen suuruus riippuu suuresti siitä kuinka paljon ja kuinka kauas lietettä joudutaan kuljettamaan käsiteltäväksi. Joillakin puhdistamoilla liete kompostoidaan paikan päällä, eikä lietteen kuljetuksesta näin ollen muodostu kustannuksia.

Lukuja vertailtaessa tulee muistaa, että otos on hyvin pieni. Pienillä puhdistamoilla, joiden vuosittaiset käyttökustannukset ovat suhteellisen alhaiset, muodostuu esimerkiksi mahdollisten huoltotöiden osuudesta aika merkittävä. Muissa kustannuksissa puhdistamot ilmoittivat vaihtelevasti muun muassa kilometrikorvauksia ja vakuutusmaksuja.

Iso-Britanniassa on selvitetty pienten alle 2 000 avl:n jätevedenpuhdistamoiden käyttökustannuksia. Kaiken kokoisilla ja tyyppisillä puhdistamoilla havaittiin, että asukasvastinelukua kohden lasketut käyttökulut laskevat laitoksen koon kasvaessa. Biosuodattimien (avl 500 – 2 000) kohdalla henkilöstökustannukset muodostavat suurimman menoerän (43 %) käyttökustannuksista. Energiakulujen osuus on 5,2 %, ulkopuolisen työvoiman 6,6 %, materiaalien 8,9 %, kemikaalien 0,7 %, viranomaismaksut 14,3 % ja muiden kustannusten (”tankering” 11,8 %, ”direct support” 7,2 %, ”recycling” 0,5 % ja ”others” 1,0 %) yhteensä 20,5 %. (Rowland ja Strongman, 2000) Muiden kustannusten osalta lähteestä ei selvinnyt mitä ne oikeastaan ovat.

Keskimääräinen puhdistamon vaatima työmäärä on sekä rinnakkaissaostus- että bioroottoripuhdistamoilla 8 tuntia viikossa. Muilla puhdistamotyypeillä työmäärä on 2 – 5 tuntia viikossa. Pienimmillä puhdistamoilla työmäärä on pienempi kuin suuremmilla.

3.3.3 Kokonaisvuosikustannukset

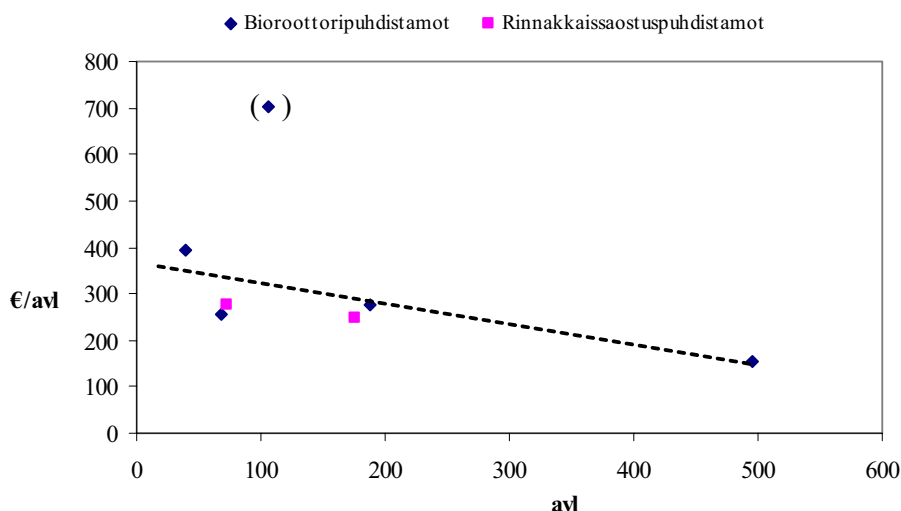
Taulukkoon 3.8 on laskettu kokonaisvuosikustannukset niille puhdistamoille, joilta saatiin sekä investointi- että käyttökustannustietoa. Investointikustannuksien vuosikustannukset on laskettu 20 vuoden pitoajalle käyttäen 7 % laskentakorkokantaa (annuiteettikerroin 0,0802). Käyttökustannusten vuosikustannukset ovat puhdistamoiden ilmoittamia vuoden 2003 lukuja. Förbyn puhdistamon poikkeavan suuri kokonaisvuosikustannus asukasvastinelukua kohden johtuu puhdistam-

Taulukko 3.8. Kokonaisvuosikustannukset eriteltynä ja toteutunut asukasvastineluku.

Puhdistamo	Todellinen avl	Investoinnin vuosikust. €/a	Käyttökustannukset €/a	Kokonaisvuosikustannukset €/a	Kokonaisvuosikustannukset/avl €/avl/a
Bioroottori					
Förby, Särkisalo	106	35 376	38 929	74 305	701
Ihode, Pyhäranta	188	30 971	21 151	52 122	277
Reila, Pyhäranta	68	10 206	7 203	17 409	256
Lemu	496	29 883	47 275	77 158	156
Oinasjärvi, Somero	39	7 293	8 131	15 424	395
Rinnakkaissaostus					
Teijo, Perniö	176	23 783	20 156	43 939	250
Kodisjoki	73	3 971	16 259	20 230	277

Pitoaika 20 v, korkokanta 7 %.

mon rakennustöiden aiheuttamasta poikkeuksellisen suuresta sähkönkulutuksesta vuonna 2003. Kokonaisvuosikustannukset todellista asukasvastinelukua kohden on esitetty myös kuvassa 3.11.



Kuva 3.11. Puhdistamoiden kokonaisvuosikustannukset asukasvastineluvun mukaan.

Suluissa oleva merkintä on Förbyn puhdistamon tulos, joka johtuu puhdistamon huomattavasti suuremmista investointikustannuksista ja osittain myös puhdistamon rakennustöiden aiheuttamasta ylimääräisestä sähkönkulutuksesta vuonna 2003.

3.3.4 Sähköenergian käytön jakautuminen eri toimintojen kesken

Puhdistamoiden osalta pyydettiin myös arvioimaan, miten niissä sähköenergian käyttö jakautuu eri toimintojen kesken. Taulukkoon 3.9 on merkitty arvioiden vaihteluvälit sekä keskiarvot.

Taulukko 3.9. Sähköenergian jakautuminen eri toimintojen kesken.

	Rinnakkaissaostuspuhdistamot		Bioroottoripuhdistamot	
	Väli [%]	Keskiarvo [%]	Väli [%]	Keskiarvo [%]
Moottorit, pumput, laitteet	30 - 95	74	40 - 80	64
Lämmitys, valaistus, ilmastointi	5 - 70	26	15 - 60	35
Muu käyttö	0 - 5	0	0 - 5	1

Arvioiden mukaan bioroottoripuhdistamoilla kuluu keskimäärin 64 % käytetystä sähköstä moottorien, pumppujen ja laitteiden käyttöön. Rinnakkaissaostuspuhdistamoilla vastaava keskiarvo on 74 %. Loput sähköenergiasta kuluu lämmitykseen, valaistukseen ja ilmastointiin. Muun käytön osuus on häviävän pieni.

Hollantilaisilla pienpuhdistamoilla energian kulutus bioroottoreilla oli 110 kWh/avl/a (avl 5) - 20 kWh/avl/a (avl 200) (van der Graaf et al., 1988). Tämän tutkimuksen bioroottoripuhdistamoilla sähköenergian kulutus oli noin 220 kWh todellista asukasvastinelukua kohden vuodessa. Rinnakkaissaostuslaitoksilla kulutus oli noin 320 kWh/avl/a. Lukujen suuruutta verrattuna hollantilaisiin arvoihin saattaisi selittää se, että tässä tutkimuksessa ei saadun informaation perusteella voitu eritellä bioroottoreiden kuluttamaa sähkön määrää kokonaiskulutuksesta, joka sisältää muun muassa lämmityskulut.

Lieksan jätevedenpuhdistamolla ($Q_{\text{kesk}} = 4\,550 \text{ m}^3/\text{d}$) 1980-luvun puolivälissä suoritettujen energiamittausten mukaan bioroottoriprosessin energiankulutus oli 0,26 kWh poistettua BOD_7 -kiloa kohti. Vertailulaitoksiksi oli otettu kaksi rinnakkaissaostuslaitosta, joissa aktiivilieteprosessin energiankulutus oli noin 1,5 kWh poistettua BOD_7 -kiloa kohti ei-nitrifioivalla laitoksella ja 1,0 – 3,6 kWh poistettua BOD_7 -kiloa kohti nitrifioivalla laitoksella. Lieksassa laskettiin biologisen osan energiankulutuksen nousevan keskimäärin arvoon 0,57 kWh poistettua BOD_7 -kiloa kohti, jos puhdistamolta edellytettäisiin myös nitrifikaatiota. (Bioroottorien energiatalous, 1986)

Tässä tutkimuksessa mukana olevien puhdistamoiden tulosten perusteella laskettiin puhdistamoiden sähkönkulutus poistettua BOD_7 -kiloa kohden niiden puhdistamoiden osalta, joilta tarvittavat tiedot oli käytettävissä. Bioroottoripuhdistamot (7 kpl) kuluttivat vuonna 2002 sähköä 13,1 kWh ja rinnakkaissaostuspuhdistamot 12,9 kWh poistettua BOD_7 -kiloa kohden. Lieksan puhdistamon energiankulutukseen verrattuna luvut ovat moninkertaiset. Eroa selittänee puhdistamoiden pieni koko verrattuna Lieksan puhdistamoon ja se, että käytettävissä olevat puhdistamoiden sähkönkulutusluvut sisältävät muutakin kuin vain bioroottorin sähkön kulutuksen.

Bioroottoripuhdistamot ja biologinen typenpoisto

4

Bioroottoreita käytetään maailmanlaajuisesti sekä asumajäteveden että teollisuuden jätevesien käsittelyyn. Ensimmäiset kaupalliset bioroottorit otettiin käyttöön Länsi-Saksassa 1960-luvulla. Niissä roottoreina toimivat tasaisista puolen tuuman paksuisista ja halkaisijaltaan 2 – 3 metrin solupolystyreenilevyistä valmistetut kiekot. Bioroottorien merkittävä kaupallinen tuotanto alkoi Yhdysvalloissa 1970-luvun alkupuolella. Käytön helppous, pieni maa-alantarve, energiankäyttö ja käsittelyn tehokkuus olivat prosessin hyviä ominaisuuksia. (EPA, 1984; Neu, 1992)

Bioroottorilaitosten historia sisältää paljon ongelmia johtuen heikosta mekaanisesta suunnittelusta ja biologisen prosessin puutteellisesta ymmärtämisestä. On ilmennyt akselien, levyjen ja tukijärjestelmien rakenteellisia vikoja. Biofilmin liiallinen kasvu ja irtoamiongelmat ovat myös johtaneet mekaanisiin akselien, laakerien ja levyjen rikkoontumisiin. Sittenmin monet aiemmin ilmenneistä virheistä on korjattu. (Neu, 1994; Metcalf ja Eddy, 2003)

Bioroottoreita voidaan käyttää orgaanisen aineen poistoon, nitrifikaatioon, samanaikaiseen orgaanisen aineen poistoon ja nitrifikaatioon sekä denitrifikaatioon. Myös biologinen fosforinpoisto on mahdollista. Niitä voidaan myös käyttää esikäsittelyvaiheena esimerkiksi ennen aktiivilieteprosessia tai sitä voidaan käyttää erillisenä nitrifioivana vaiheena muun käsittelyn perässä.

4.1 Bioroottorin rakenne ja ominaisuudet

Bioroottorit koostuvat sarjasta tasaisia tai poimutettuja ympyränmuotoisia levyjä tai kennostoja, jotka on kiinnitetty vaakasuorassa olevaan akseliin (kuva 4.1). Levyt ovat tavallisesti muovia ja niiden halkaisijat ovat 1 – 3 metriä. Levyjen välit ovat noin 20 – 30 mm. Roottori on sijoitettu bioroottorialtaaseen tavallisesti siten, että noin 40 prosenttia biofilmin kasvualustan (levyjen tai kennostojen) pinta-alasta on upoksissa käsiteltävässä jätevedessä (Wang et al., 1984). Levyt ovat altaassa ryhmissä erotettuina väliseinillä toisistaan. Tämän tarkoitus on muun muassa vähentää virtaavan veden aaltoilua ja vahvistaa tulppavirtauksen toteuttamista. (Gray, 1999; Grady et al., 1999)

Tavallisimmin bioroottoria pyöritetään mekaanisesti sähkömoottorien avulla (EPA, 1984). Voima välitetään roottorille vaihteiston ja kiilahihna- tai ketjukäytön välityksellä. Moottorikäyttöisen bioroottorin energiankulutus riippuu moottorin hyötysuhteesta, voimansiirron kitkahäviöistä, laakereiden kitkahäviöistä sekä veden aiheuttamista vastustavista voimista. (Bioroottorien energiatalous, 1986)

Bioroottorien pyörimisnopeudet ovat tyypillisesti välillä 1 - 2 r/min (Reinikainen, 1988). Pyöriminen aiheuttaa turbulenttista sekoittumista, kiertovirtausta ja ilmastumista (Rittmann ja McCarty, 2001). Pyörimisnopeuden ja -suunnan säätämistä voidaan käyttää liiallisen biomassan kasvun kontrollointiin. Mekaanisesti pyöritetyt bioroottorit toimivat luotettavasti, mutta ne ovat herkkiä biomassan liikkasvuun ollessaan ylikuormitettuja tai joutuessaan alttiiksi suurelle sulfidikuormalle (Grady et al., 1999).



Kuva 4.1. Särkisalon kunnan Förbyn puhdistamon Klargester-bioroottori.

Jätevedessä olevat kiintoaineet erotellaan esiselkeytyksessä ennen bioroottoria. Roottorin pyöriessä biomassa absorboi vuorotellen biologisia ravinteita jätevedestä ja happea ilmasta. Muodostunut biomassa irtoaa itseksensä levyistä ja kulkeutuu jäteveden mukana selkeyttimeen, jossa se erotetaan.

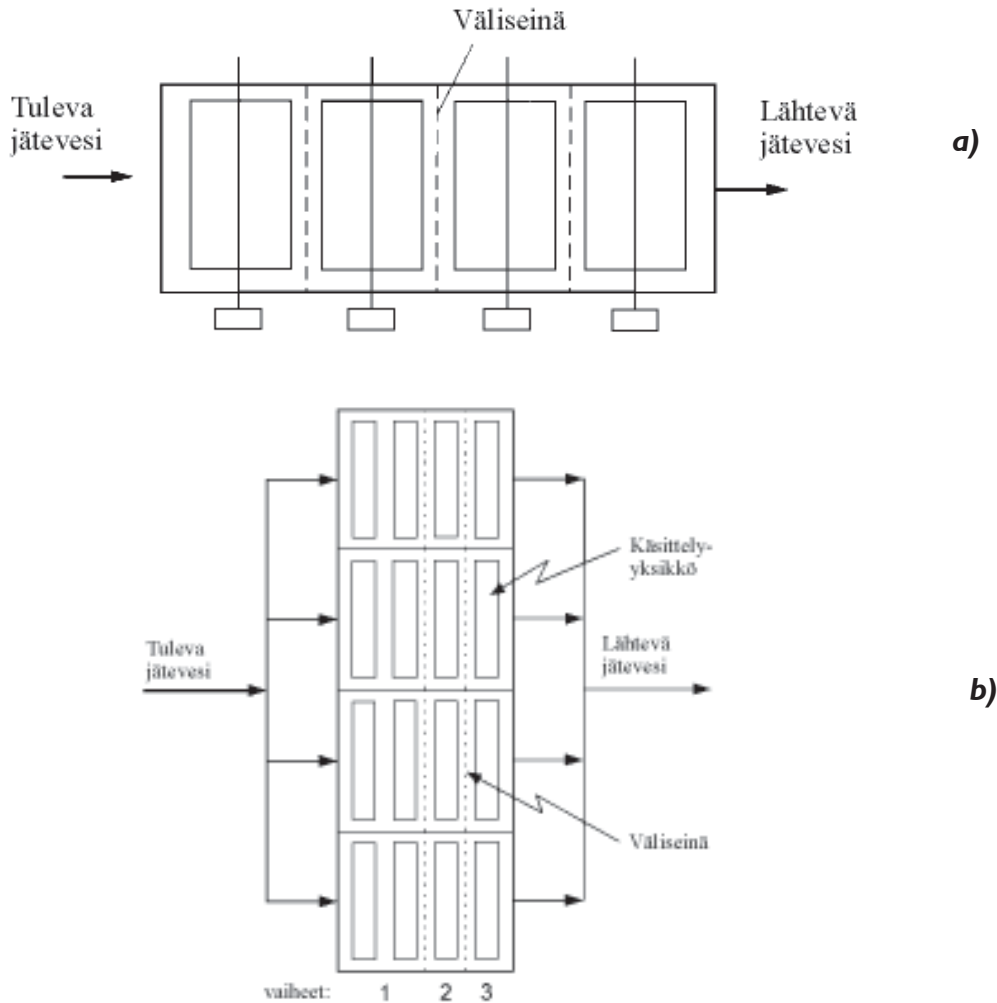
Taulukko 4.1. Bioroottorien tyypillisiä mitoitusarvoja (Metcalf ja Eddy, 2003).

Parametri	Yksikkö	Käsittelyn taso ($t > 13\text{ °C}$)		
		BOD:n poisto	BOD:n poisto ja nitrifikaatio	Erillinen nitrifikaatio
Hydraulinen kuormitus	$\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$	0,08-0,16	0,03 - 0,08	0,04 - 0,10
Orgaaninen kuormitus	$\text{g sBOD}_5/\text{m}^2/\text{d}$	4 - 10	2,5 - 8	0,5 - 1,0
	$\text{g BOD}_5/\text{m}^2/\text{d}$	8 - 20	5 - 16	1 - 2
I.vaiheen maksimikuormitus	$\text{g sBOD}_5/\text{m}^2/\text{d}$	12 - 15	12 - 15	
	$\text{g BOD}_5/\text{m}^2/\text{d}$	24 - 30	24 - 30	
NH_3 -kuorma	$\text{gN}/\text{m}^2/\text{d}$		0,75 - 1,5	
Hydraulinen viipymä	h	0,7 - 1,5	1,5 - 4	1,2 - 3
Lähtevän veden BOD_5 -arvo	mg/l	15 - 30	7 - 15	7 - 15
Lähtevän veden $\text{NH}_4\text{-N}$ -pit.	mg/l		<2	1 - 2

sBOD₅ tarkoittaa liukoista BOD₅-tä

Bioroottorilevyjen (tai kennostojen) materiaaleina voivat olla muun muassa polyeteeni, -vinyylidikloridi, -styreenivahto, -propyleeni tai lasikuitu (Reinikainen, 1988). Roottorilevyjen kuviointi lisää levyjen jäykkyyttä ja pinta-alaa sekä parantaa aineensirtoa. Kuvioinnin koko määrää kuinka lähelle toisiaan kaksi levyä voidaan sijoittaa ja siten määrää kasvualustojen pinta-alan tilavuusyksikköä kohden. Biofilmin kasvualustojen ominaisuudet vaihtelevat valmistajittain. Yleensä kasvualustan ominaispinta-ala on noin $120\text{ m}^2/\text{m}^3$, mutta saattaa olla jopa $200\text{ m}^2/\text{m}^3$. Suuren ominaispinta-alan kasvualustoissa on pienemmät kanavat nesteeseen ja kaasun kulkeutumista varten, joten ne ovat taipuvaisia tukkeentumaan. Suuren ominaispinta-alan kasvualustaa tulisikin käyttää vaan matalalla kuormituksella. (Grady et al., 1999; Rittmann ja McCarty, 2001)

Bioroottorit ovat usein monivaiheisia. Pienissä puhdistamoissa vaiheistus järjestetään väliseinillä roottorialtaassa. Suurilla puhdistamoilla rakennetaan useita roottorialtaita sarjaan esimerkiksi kuvan 4.2a osoittamalla tavalla. Sarjoittamalla maksimoidaan kapasiteetti ja käsittelyn tehokkuus. Suurissa puhdistamoissa yksi vaihe saattaa sisältää useamman kuin yhden bioroottorin (akselin) ja roottorit sijoitetaan yleensä kohtisuoraan virtausta vastaan pyörimissuunnan ollessa myös virtausta vastaan (kuva 4.2b). Pienissä puhdistamoissa roottori sijoitetaan yleensä virtauksen suuntaisesti. Bioroottoriallas on yleensä tehty joko betonista tai teräksestä, ja se on yleensä pyöreäpohjainen, vain hieman roottoria suurempi (Reinikainen, 1988). (Grady et al., 1999)



Kuva 4.2. a) 4-akselinen 4-vaiheinen bioroottorilaitos (Metcalf ja Eddy, 2003),
b) moniakselinen 3-vaiheinen bioroottorilaitos (Grady et al., 1999).

Bioroottoriyksiköt ovat tavallisesti katettuja. Kate suojaa sään vaikutuksilta, jäätymiseltä, auringonvalolta, vähentää lämpöhukkaa ja lisää hapettumisnopeutta. Se vähentää myös jossain määrin melua, lentäviä hyönteisiä, hajua ja levänkasvua. Vaihtoehtoisesti koko puhdistamo voidaan sijoittaa sisätiloihin. Tästä voi kuitenkin olla seurauksena kosteutta ja korrosioivat olosuhteet. (Grady et al., 1999; Gray, 1999)

Taulukossa 4.2 on kuvattu bioroottoriprosessin etuja ja haittoja. Menetelmän etuina pidetään yksinkertaista rakennetta (yksinkertaista laitteiston ylläpitoa), yksinkertaista prosessia (vähentää tarkkailun tarvetta) ja suhteellisen pientä energiankulutusta sekä suunnittelua ja kokoonpanoa helpottavaa moduulirakennetta.

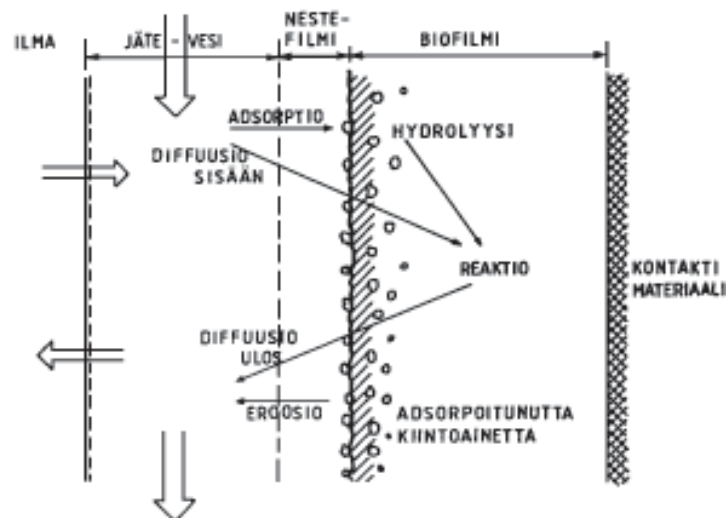
Muita taulukossa 4.2 mainitsemattomia etuja ovat pieni pinta-alantarve, hajuhaittattomuus ja suljettu rakenne, joka suojaa sään vaikutuksilta (Griffin ja Findlay, 2000). Menetelmän haittoja puolestaan ovat herkkyys jäteveden ominaisuuksille ja kuormituksille sekä joustamattomuus vaihtelevan kuormituksen säätämisessä. Aiempina vuosina bioroottorin eduksi katsottiin kyky sietää äkillisiä kuormituksen vaihteluita. Myöhemmissä tutkimuksissa on saatu selville, että tällaiset shokkikuormat eivät aiheuta täydellistä prosessin epäonnistumista, mutta prosessilla ei tavallisesti ole kapasiteettia käsitellä shokkikuormaa. Rajoitetuilla laajennusmahdollisuuksilla tarkoitetaan isoja puhdistamoita, joissa roottorien määrä saattaisi nousta niin suureksi, ettei menetelmän käyttö ole enää mielekäästä. Esikäsittelyssä minimivaatimuksena voidaan pitää välppäystä ja hiekanerottelua. Usein käytetään myös esiselkeytystä.

Taulukko 4.2. Bioroottoriprosessin edut ja haitat (Grady et al., 1999).

Edut	Haitat
Yksinkertainen rakenne	Suorituskyky herkkä jäteveden ominaisuuksille
Yksinkertainen prosessi, helppo käyttää	Rajoittunut prosessin joustavuus
Matalat energiavaatimukset	Rajoitetut laajennusmahdollisuudet
Moduulirakenne	Vaatii sopivan esikäsittelyn

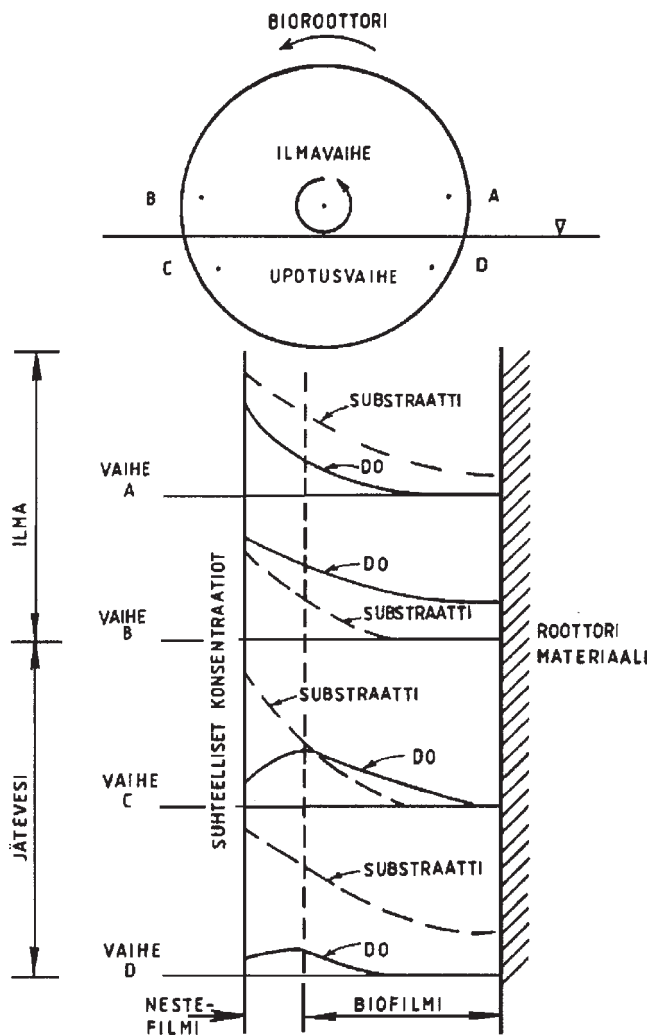
4.2 Bioroottorien teorian peruste

Bioroottori toimii sekoitus- ja ilmastusvälineenä sekä mikro-organismien kasvualustana ja biofilmin paksuuden kontrolloijana (Reinikainen, 1988). Biofilmireaktorin perusominaisuus on prosessin heterogeeninen luonne. Prosessissa useat ilmiöt voivat olla rajoittavia. Reaktori käsittää kiinteän kasvualustan (levyjä tai kennostoja), johon bakteerit kiinnittyvät biofilmiksi (kuva 4.3). Olennaista on, että subst-rattien ja hajoamistuotteiden täytyy diffundoitua biofilmin läpi.



Kuva 4.3. Keskeiset ilmiöt biofilmissä (Arvin ja Harremoës, 1990).

Yleensä kriittisenä tekijänä on joko substraatin- tai hapensiirto biofilmiin. Kuvassa 4.4 on esitetty hapen ja substraatin suhteelliset konsentraatioprofiilit neste- ja biofilmissä roottorin eri pyörimisvaiheissa.



Kuva 4.4. Hapen ja substraatin suhteelliset konsentraatioprofiilit neste- ja biofilmissä bio-roottorin eri pyörimisvaiheissa (EPA, 1984).

Roottorin pyöriessä biofilmi vetää mukaan nestefilmin ilmavaiheeseen, jonka alkaessa (vaihe A) nestefilmi kyllästyy välittömästi hapella. Tämä lisää myös biofilmiin diffundoituvan hapen määrää. Biofilmin ollessa upotusvaiheessa hapensiirto voi tapahtua joko biofilmistä nesteeseen tai päinvastoin riippuen jäteveden happipitoisuudesta ja nestefilmin sekoittumisesta jäteveteen. Upotusvaiheessa biofilmin happipitoisuus on alhaisimmillaan ja tällöin substraattia siirtyy biofilmiin. Ilmavaiheessa substraattipitoisuus on alhaisimmillaan. (EPA, 1984)

Heti puhdistusprosessin käynnistyksen jälkeen jäteveden organismit alkavat tarttua levyjen pintoihin ja lisääntyä. Noin viikon päästä levyjen pintoja peittää noin 1 – 4 mm paksu biomassakerros. Biomassaan upotusvaiheessa kohdistuvat leikkausvoimat saavat liiallisen biomassan irtoamaan levyjen pinnoista. Tämä estää levyjen tukkeutumista ja pitää levyjen mikro-organismipopulaation tasaisena. Roottorin sekoitusliike pitää irronneet kiintoaineet suspensiossa, kunnes käsitellyn jäteveden virta vie ne mukanaan seuraavaan vaiheeseen. (Antonie, 1978)

Biofilmit ovat fysikaalisesti ja mikrobiologisesti monimutkaisia. Biofilmi kasvaa kiinnittyneenä kiinteään pintaan, joka on yleensä läpäisemätön. Biofilmi voidaan jakaa kahteen alueeseen – pohja- ja pintafilmiin. Kumpikin sisältää joukon mikro-organismeja ja muuta partikkelimaista ainetta sitoutuneena yhteen solunulkoisilla polymeerimatriiseilla. Pohjafilmi on järjestäytynyt ja sillä on hyvin selväpiirteiset rajapinnat. Pintafilmi toimii siirtymätilana pohjafilmin ja nesteen välillä. Kuljetus tapahtuu siinä lähinnä advektiona ja turbulenttina diffuusiona. Pohja- ja pintafilmin suhteelliset paksuudet riippuvat suuresti systeemin hydrodynamisista ominaisuuksista, mutta myös biofilmin mikro-organismien ominaisuuksista. (Grady et al., 1999)

Kussakin bioroottorin vaiheessa olevan biologisen populaation laatu riippuu vallitsevista olosuhteista ja kuormituksesta. Bioroottoriin muodostuvalla biofilmillä on suuri vaikutus puhdistuskykyyn. Roottorin alkupäässä, missä tapahtuu orgaanisen aineen poistoa, normaalilla biofilmillä on harmaanruskea väri sekä vakaa ja kontrolloitu paksuus. Se koostuu pääasiassa aerobisista heterotrofisista bakteereista, sulkeutuneista partikkelimaisista orgaanisista aineista ja eukaryooteista. Jos orgaaninen kuormitus on kaiken kaikkiaan riittävän alhainen, nitrifioiva biofilmi kehittyy myöhemmissä vaiheissa. Nitrifioiva biofilmi on tavallisesti ohuempi kuin heterotrofinen biofilmi ja väriltään punaruskea. Tapauksissa, joissa on erillinen nitrifioiva vaihe, biofilmissä on suuri määrä nitrifioivia bakteereita ja väri saattaa olla keltaisenruskea tai pronssinen. (EPA, 1984; Grady et al., 1999)

Osa jäteveden orgaanisesta aineksesta hapettuu hiilidioksidiksi ja vedeksi, osa syntetisoituu biomassaksi ja osa varastoituu biomassassa hapettuakseen ja syntetisoituakseen myöhemmin. Koska biomassaa muodostuu kaiken aikaa lisää, ei ole tarvetta lietteen kierrätykselle. (Antonie, 1978)

Vaikeimmin selitettäviä ilmiöitä, eli biofilmin muodostusta, kasvua, endogeenihengitystä, hydraulista leikkausvoimaa ja alkueläinorganismien vaikutusta, kontrolloidaan pääasiassa kuormituksen ja pyörimisnopeuden säädöillä kokeellisesti. (Reinikainen, 1988)

4.3 Bioroottorin toimintaparametrit

4.3.1 Orgaaninen kuormitus

Orgaaninen kuormitus vaikuttaa merkittävästi bioroottorilaitoksen toimintaan. Tyypillisiä yksiköjä orgaaniselle kuormitukselle ovat g COD/m²·d tai g BOD₅/m²·d. Orgaanisen kuormituksen arvo ei voi kasvaa loputtomasti, vaan sitä rajoittaa bioroottoriyksikön hapensiirtokapasiteetti (EPA, 1984).

Bioroottorin ensimmäisen vaiheen orgaaniseksi kuormituksesi suositellaan arvoa 30 – 40 g BOD₅/m²·d, vastaten liukoisien BOD₅:n arvoa 12 – 20 g/m²·d (Gross et al., 1984; EPA, 1984). Wang et al. (1984) suosittelee ensimmäisen vaiheen maksimaaliseksi liukoisien BOD₅:n kuormitukseksi 20 - 24 g BOD₅/m²·d ja koko systeemille liukoisien BOD₅:n kuormitusta 5 – 15 g BOD₅/m²·d. Suuremmat kuormitukset saattavat aiheuttaa normaalia paksumman biofilmin muodostumista, liuenneen hapen pitoisuuden loppuun kulumista, häiritsevien organismien esiintymistä ja prosessin suorituskyvyn laskua. Toistuva suuri orgaaninen kuormitus saattaa vaatia erillistä lisäilmastusta ensimmäisessä vaiheessa. (Gross et al., 1984)

Pääero ei-nitrifioivan ja nitrifioivan laitoksen välillä on orgaaninen kuormitus. Nitrifioiva laitos saattaa tarvita oman "tilan" (vaiheistus) heterotrofisille ja autotrofisille bakteereille. Nitrifioivat bakteerit voivat tehokkaasti kilpailla tilasta biofilmissä, kun liukoisen orgaanisen substraatin konsentraatio on laskenut alle 15 mg BOD₅/l (30 mg BOD₅/l) (Wang et al., 1984).

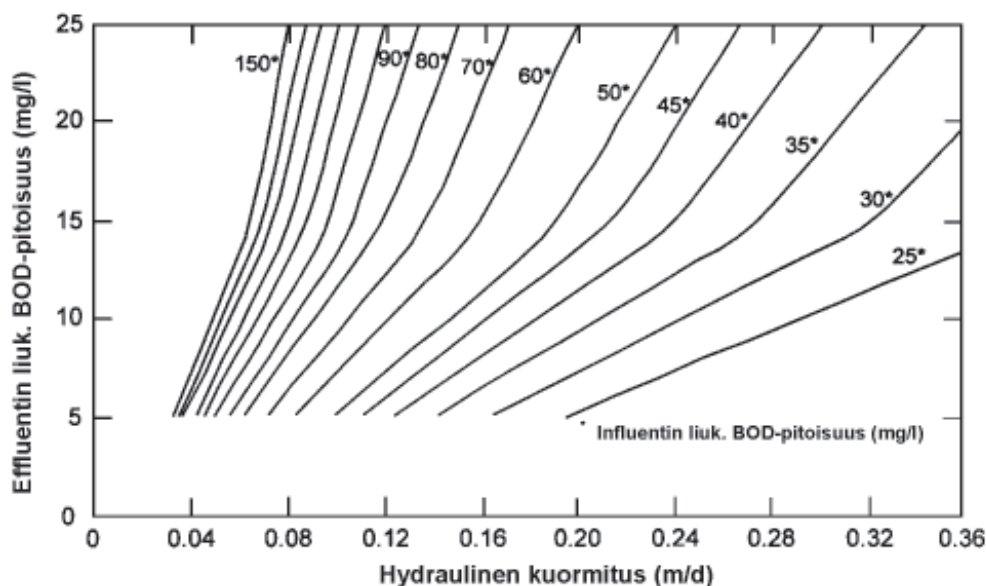
Iso-Britanniassa viralliset suositukset bioroottorien orgaaniselle kuormitukselle ovat 7,5 g BOD₅/m²·d käsittelemättömälle jätevedelle tai 5 g BOD₅/m²·d selkeytetylle jätevedelle (Greaves et al., 1990). Norjassa suositellaan bioroottorille kuormitusta 7 g BOD₅/m²·d (Ødegaard ja Storhaug, 1990).

Reinikaisen (1988) tutkimusten mukaan bioroottorien ja -suodattimen toiminta paranee, kun orgaaninen kuormitus laskee ainakin noin 0,25 -kertaiseen mitoituskuormitukseen asti ja huononee merkittävästi jatkuvassa ylikuormitustilanteessa. Kun kuormitus on pientä, auttaa jäteveden kierrätyksen käyttö hallitsemaan paremmin lyhytaikaisia kuormitustilanteita (esimerkiksi viikonlopun kuormituksia).

4.3.2 Hydraulinen kuormitus ja viipymä

Hydraulinen kuormitus määritetään bioroottorin levyjen pinta-alaa kohden. Laitteistojen valmistajilla on käyrästäjä talousjätevedelle, joissa puhdistetun veden laatu on esitetty hydraulisen kuormituksen funktiona. Kuvassa 4.5 on tyypillinen käyrästä yhdysvaltalaiselta Autotrol Corporation yhtiöltä. (Grady et al., 1999)

Hydraulista kuormitusta käytettiin aiemmin tärkeimpänä mitoitusperusteena. Tyypilliset mitoitusarvot ovat välillä 0,03 – 0,16 m³/m²·d. Nitrifioivalle yksikölle käytetään arvoja 0,01 – 0,08 m³/m²·d. Optimaalinen allastilavuus asumajätevesien käsittelyyn on 4,88 l/m². Tällä tilavuus/pinta-ala -suhteella on tutkimuksissa saavutettu parhaat BOD:n, kiintoaineen ja ammoniumtypen poistumat. Luku perustuu reaktioiden vaatimiin viipymäaikoihin: 40 – 90 minuuttia hiilen hapetukseen ja 90 – 230 minuuttia nitrifikaatiolle. Biomassan määrän arvioimisen hankaluuden vuoksi todellisen viipymäajan laskeminen on mahdotonta. (Antonie, 1978; Wang et al., 1984)



Kuva 4.5. Tyypillinen suunnittelukäyrästä liukoisen BOD₅:n poistoon asumajätevedestä (Grady et al., 1999).

4.3.3 Upotussyvyys

Bioroottorien yleisin upotussyvyys on noin 40 % biofilmin kasvualustan pinta-alasta. Eräissä tapauksissa käytetään upotussyvyyttä 70 – 90 %. Tällaiset reaktorit ovat yleensä ilmastettuja. Niillä väitetään olevan seuraavia etuja: pienemmät akseliin ja laakereihin kohdistuvat kuormitukset, parempi biomassan kontrollointi sekä mahdollisuus lisätä biofilmin kasvualustojen määrää ja käsittelykapasiteettia. (Grady et al., 1999)

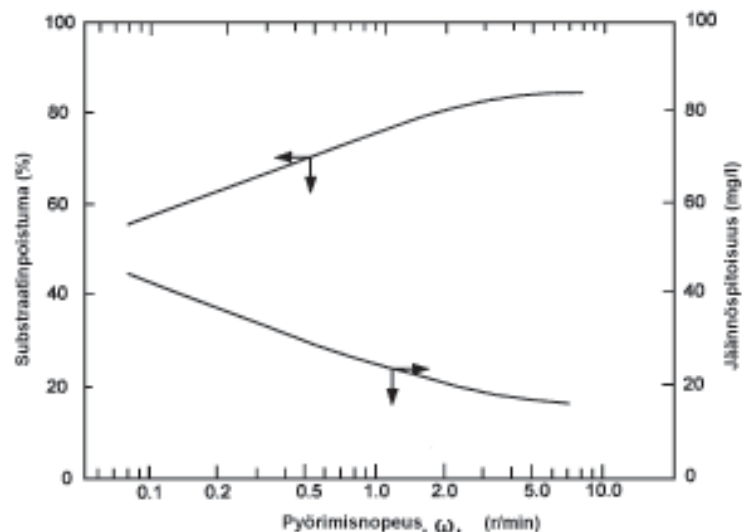
Suurempi upotussyvyys lisää hapensiirtonopeutta, mutta vaatii myös enemmän energiaa pyörimisnopeuden ylläpitoon (Rittmann ja McCarty, 2001). Täysin upotettua bioroottoria voidaan käyttää denitrifikaatiosovellutuksissa.

Teixeira ja Oliveira (2001) tutkivat bioroottorin upotussyvyyden vaikutusta denitrifikaatioon. Täysin (100 %) upotetussa bioroottorissa havaittiin parempi denitrifikaatio kuin osittain (64,5 %) upotetussa. Täysin upotetulla systeemillä oli kuitenkin pidempi käynnistymisaika, joka viivästytti maksimaalisen tehokkuuden saavuttamista. Täysin upotetun systeemin biofilmi oli ohuempi, vähemmän tiivis ja enemmän hydratoitunut kuin osittain upotettu biofilmi. Nämä tekijät vähentävät sisäisen massansiirron rajoitteita. Täysin upotetulla roottorilla päästiin parhaimmillaan 80 % ja osittain upotetulla 57 % denitrifikaatioon.

4.3.4 Pyörimisnopeus

Pyörimisnopeus lisää biomassan ja jäteveden välisen kontaktin intensiteettiä. Se lisää hapetuksen nopeutta ja se myös sekoittaa perusteellisesti joka käsittelyvaiheen sisällön. Tätä kaikkea tapahtuu tiettyyn pisteeseen asti. Optimaalinen pyörimisnopeus vaihtelee jäteveden BOD-konsentraation mukaan. Esimerkiksi väkeville teollisuuden jätevesille optimaalinen pyörimisnopeus on suurempi kuin talousjätevesille. Optimaalinen pyörimisnopeus myös laskee roottorissa vaihe vaiheelta BOD-arvon niin ikään laskiessa. Pyörimissuunnalla ei ole vaikutusta käsiteltyyn tehokkuuteen. (Antonie, 1978)

Kuvassa 4.6 on esitetty pyörimisnopeuden vaikutus bioroottorin suorituskykyyn. Kun pyörimisnopeus kasvaa, substraatin prosentuaalinen poistuma kasvaa tiettyyn rajaan asti, jonka määräävät muut systeemin vaikuttavat parametrit. Substraatin poistonopeudet sekä upotetussa että ilmassa olevassa osassa kasvavat pyörimisnopeuden kasvaessa sillä seurauksella, että effluentin substraattikonsentraatiot laskevat. Vaikutus on suurin pienillä pyörimisnopeuksilla. (Grady et al., 1999)



Kuva 4.6. Pyörimisnopeuden vaikutus yksittäisen bioroottorin suorituskykyyn (Grady et al., 1999).

Alhaisilla orgaanisilla kuormituksilla bioroottorin ensimmäisen vaiheen suorituskyky ei merkittävästi kasva pyörimisnopeutta nostettaessa. Korkeilla kuormituksilla suuremmasta pyörimisnopeudesta on selvästi hyötyä orgaanisen aineen poistossa. (Friedman et al., 1979)

Pyöräminen ei saisi saavuttaa arvoa 0,35 m/s, koska suuret pyörimisnopeudet saattavat aiheuttaa liiallista biomassan irtoamista. Liian hidas pyörimisnopeus saattaa puolestaan johtaa riittämättömään hapetukseen ja biofilmin kokoonpaineutumiseen ilmavaiheen aikana. (Gray, 1999)

Antonie (1978) havaitsi pilot-kokeissaan, että pyörimisnopeudet 4,6 ja 3,2 r/min antoivat lähes saman ammoniumtynen poistoprosentin koko kuormitusalueella, mutta nopeus 2,0 r/min antoi huomattavasti alhaisemman tehon. Myös BOD:n poistoprosentit olivat samansuuntaiset. Kehänopeutta 3,2 r/min voidaan pitää lähtökohtana suunniteltaessa talousjätevedenkäsittelyä.

Hapetta siirtyy ilmakehästä suoraan jätevesi- ja biofilmiin roottorin ilmavaiheen aikana. Lisäksi hapetta siirtyy jätevetteen roottorin pyörimisliikkeen aiheuttaman turbulenssin vuoksi. On havaittu etenkin runsaasti kuormitetuissa bioroottorien ensimmäisissä vaiheissa, että hapen määrän lisääminen ilmafaasissa lisää orgaanisen aineen poistumaa. (EPA, 1984)

4.3.5 Vaiheistus

Bioroottorilaitteisto on usein jaettu vaiheisiin suorituskyvyn parantamiseksi. Vaiheiden lukumäärä riippuu käsittelyn tavoitteista. Vaiheistus voidaan toteuttaa käyttämällä yksittäisessä altaassa väliseiniä tai laittamalla useampia roottoreita omine altaineen sarjaan. Vaiheistetussa systeemissä ensimmäisen vaiheen orgaaninen kuormitusluku on korkeampi kuin koko systeemin kuormitusluku. Periaatteena on, että orgaanisen kuormituksen arvo ei saa missään vaiheessa kohota korkeammaksi kuin 32 g BOD₅/m²·d. Vaiheistus on tehokasta, kun bioroottorilta vaaditaan sekä hiilen hapetusta että nitrifikaatiota. Vaiheistus vaikuttaa myös muodostuvan biomassan ominaisuuksiin ja sitä kautta epäpuhtauksien poistokykyyn. (EPA, 1984; Grady et al., 1999)

Antonie (1978) havaitsi, että nelivaiheinen bioroottori poisti paremmin BOD:tä ja kiintoainetta kuin kaksivaiheinen roottori. Suurempi määrä vaiheita lisää viipymäaikaa ja virtaus vastaa lähes tulppavirtausta. Nitrifikaatio oli lähes identtistä kaksi- ja nelivaiheisissa bioroottoreissa. Tämä osoittaa sen, että korkea nitrifikaatioaste onnistuu kaksivaiheisellakin bioroottorilla. Kuitenkin BOD:n ja kiintoaineen poiston kannalta on parempi käyttää nelivaiheista roottoria. Kun hydraulinen kuormitus oli yli 0,20 m³/m²·d, niin BOD:n poistossa kuusivaiheisella bioroottorilla saavutettiin parempia tuloksia kuin nelivaiheisella. Alemmilla kuormituksilla tulokset olivat yhteneviä. Neli- ja kuusivaiheisen roottorin nitrifikaatioissa ei ollut eroa.

4.3.6 Lämpötila

Diffuusio biofilmissä vaikuttaa voimakkaasti keskimääräiseen erilaisten kemiallisten reaktioiden nopeuteen. Siksi jäteveden lämpötilalla on melko suurella vaihteluvälillä pienempi vaikutus prosessin tehokkuuteen. (Grady et al., 1999). Eri valmistajilla on olemassa lämpötilankorjauskertoimia, joita käyttämällä voidaan laskea tarvittava roottorin pinta-ala toimittaessa alhaisissa lämpötiloissa (Gross et al., 1984).

Alle 13 °C:ssa prosessin tehokkuus laskee, kuten kaikilla biologisilla jätevedenpuhdistusprosesseilla. Jos jäteveden virtaamat ovat merkittävästi normaalia pienemmät samalla kun lämpötilat ovat alhaisia, pysyy käsittelyn tehokkuus normaalilla tasolla. Siinä tapauksessa, että puhdistamolle tulee paljon kylmiä vuoto- ja sadevesiä, ei puhdistuksessa päästä yhtä hyvin tuloksiin. Jäteveden alhaisen lämpötilan vaikutukset voidaan kompensoida alhaisemmalla hydraulisella kuormituksella ja/tai suuremmalla altaan tilavuus/pinta-ala –suhteella. (Antonie, 1978)

4.3.7 Jäteveden ominaisuudet

Käsittävän jäteveden laatu vaikuttaa bioerotuksen puhdistustehoon monella tavalla. Esimerkiksi suurten, hitaasti hajoavien yhdisteiden virtaus biofilmiin saattaa olla alhaisempi kuin pienten, nopeasti hajoavien yhdisteiden. Partikkelimaiset orgaaniset aineet saattavat vähentää liukoisen substratin virtaa valtaamalla tilaa biofilmissä. Tämä alentaa biohajoamisen nopeutta. Biofilmiin sulkeutuneiden partikkelimaisten orgaanisten aineiden hydrolyysi vapauttaa liukoista orgaanista ainesta, joka alentaa liukoisen aineen diffuusiota jätevedestä biofilmiin. Jäteveden mahdollisesti sisältämällä rikkivedyllä on erittäin suuri vaikutus bioerotusjärjestelmän toimintaan. Rikkivetyä muodostuu (liukenee) jäteveeseen, joka on joutunut viemärisessä anaerobiseen tilaan tai jos esiselkeytyksessä orgaaninen aine on alkanut mädäntyä. Rikkiä hapettavan bakteerin (*Beggiatoa*) kasvu saattaa aiheuttaa tällöin ongelmia. (Grady et al., 1999) *Beggiatoan* kasvun aiheuttamasta ongelmasta lisää luvussa 4.5.

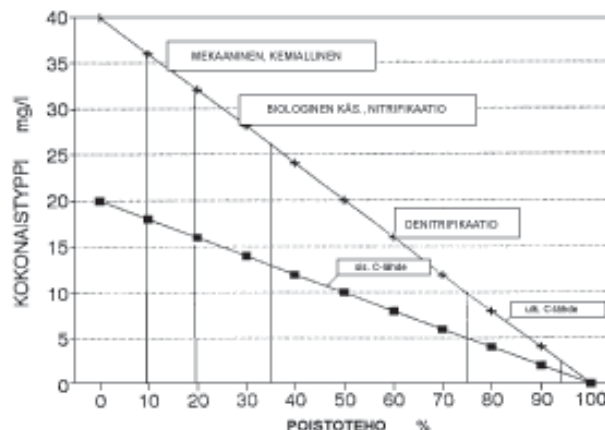
Tulevan jäteveden ravinteiden määrä on syytä tarkistaa siinä tapauksessa, että puhdistamolle tulee teollisuusjätevettä. Suositeltava suhde ravinteille (BOD₅:N:P) on 100:5:1. (Wang et al., 1984)

4.4 Biologinen typenpoisto

Käsittämättömän yhdyskuntajäteveden keskimääräinen typpipitoisuus on 35 – 40 mg/l. Jäteveden kokonaistypen määrä muodostuu nitriitti- ja nitraattitypestä, NH₃- ja NH₄-typestä, liuenneesta inertistä orgaanisesta typestä, suspendoituneesta helposti hajoavasta orgaanisesta typestä sekä suspendoituneesta inertistä (orgaanisesta) typestä (Henze et al., 2002). Ammoniumionien osuus on noin 50 – 70 %. (Valve, 1985)

Typellä on vesistöön sekä happi- että ravinnevaikutuksia (rehevöityminen). Ammoniakki on puolestaan myrkyllistä kaloille ja muille vesieläimille.

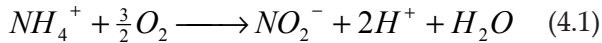
Kuvassa 4.7 on esitetty eri käsittelymenetelmillä saavutettavia lähtevän kokonaistypen pitoisuuksia normaalissa yhdyskuntajätevedessä.



Kuva 4.7. Kokonaistyyppi-reduktio – teho käsittelymenetelmän mukaan (Niemelä, 1993).

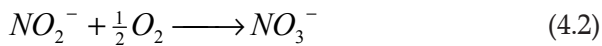
4.4.1 Nitrifikaatio

Nitrifikaatio on aerobinen prosessi, jossa autotrofiset eli epäorgaanista hiiltä ravintona käyttävät bakteerit hapettavat ammoniumtyyppen nitriitiksi ja edelleen nitraatiksi. Ensin tapahtuvassa nitritaatioissa (kaava 4.1) ammoniumtyyppi hapettuu nitriitiksi muun muassa *Nitrosomonas*-, *Nitrosospira*-, *Nitrosococcus*, *Nitrosovibrio*- ja *Nitrosolobus* -bakteerien vaikutuksesta. (Henze et al., 2002; Rittmann ja McCarty, 2001)



$$\Delta G^\circ = -270 \text{ kJ/mol } NH_4^+ \text{ -N}$$

Tämän jälkeen muun muassa *Nitrobacter*-, *Nitrospina*-, *Nitrospira*-, *Nitrocystis*- ja *Nitrococcus* -bakteerit hapettavat nitriitin nitraatiksi nitrataatioissa (yhtälö 4.2).



$$\Delta G^\circ = -80 \text{ kJ/mol } NO_2^- \text{ -N}$$

Kokonaisreaktio on



$$\Delta G = -350 \text{ kJ/mol}$$

Nitrifikaation teoreettinen hapentarve on noin 4,57 g O₂/g NH₄⁺ -N. Alkaliteettia kuluu 0,14 moolia hapettunutta ammoniumtyyppigrammaa kohti. Reaktiossa vapautunut energia käytetään hyväksi bakteerien kasvussa. (Henze et al., 2002; Rittmann ja McCarty, 2001)

Nitrifikaation kinetiikkaa voidaan kuvata Monodin yhtälöllä:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{c}{c + K_s} \quad (4.4)$$

jossa μ = ominaiskasvunopeus
 μ_{\max} = maksimaalinen ominaiskasvunopeus
 c = substraatin konsentraatio reaktorissa
 K_s = substraatin kyllästysvakio

Nitrifikaationopeudet ilmoitetaan yleensä suodatintyyppisille laitteille hapettuneena ammoniumtyyppimääränä pinta-alaa kohden aikayksikössä. Tavanomaisilla asumajätevesillä nitrifikaationopeus on biologisissa suotimissa 0,01 – 0,05 g/m²·h. (Kangas et al., 1993)

Nitrifikaation kannalta substraattien diffuusio jätevedestä biofilmiin ja biokeemialliset reaktiot (substraatin kulutus) biofilmissä ovat vallitsevia ilmiöitä (Göteborg ja Harremoës, 1985). Nitrifioivilla bakteereilla on hidas kasvunopeus ja se onkin suurin nitrifikaatioon liittyvä ongelma puhdistamoilla (Henze et al., 2002). Nitrifioivien bakteereiden tarvitsema viipymäaika on tyypillisesti yli 15 vrk, pidemmätkin ajat ovat tarpeen etenkin toksisten aineiden läsnäollessa, alhaisissa liuenneen hapen pitoisuuksissa tai alhaisissa lämpötiloissa (Rittmann ja McCarty, 2001).

Useimmat nitrifioivat bakteerit ovat autotrofeja ja käyttävät ammoniumtyyppiä energialähteenä, epäorgaanista hiiltä hiililähteenä ja happea terminaalisenä elektroniakseptorina. Jotkut heterotrofiset bakteerit ovat myös kykeneviä nitrifi-

kaatioon, monet näistä kykenevät myös denitrifioimaan sekä aerobisesti että anaerobisesti (Helmer et al., 1999). Heterotrofit käyttävät orgaanista hiiltä hiili- ja energialähteenä ja happea terminaalisenä elektroniakseptorina. Sekä autotrofit että heterotrofit tarvitsevat happea mutta autotrofit tarvitsevat happea 3 - 4 kertaa enemmän kuin heterotrofit. (Klees ja Silverstein, 1992).

Nitrifikaatiossa ammoniumtyyppi kuluttaa huomattavan määrän happea. Tavallista yhdyskuntajätevevettä käsiteltäessä nitrifikaation tarvitsema hapen määrä on noin 40 % tarvittavasta kokonaishappimäärästä. (Henze et al., 2002)

4.4.2 Nitrifikaation vaikuttavia tekijöitä

Nitrifikaatioon vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa lämpötila, liuenneen hapen pitoisuus, pH ja alkaliteetti, tulevan jäteveden hiili-tyyppi (C/N) -suhde ja inhiboivat aineet. Kuormituksen vaihtelut vuorokauden eri aikoina vaikuttavat myös nitrifikaatioon yhdyskuntajätevesien käsittelyssä. Yöllä kuormituksen ollessa pientä nitrifikaatiota tapahtuu paljon, päivällä kuormituksen ollessa korkeampaa nitrifikaatiota ei tapahdu niin suuressa määrin.

Taulukko 4.3. Nitrifioivan biofilmin suorituskykyyn vaikuttavia tekijöitä (Boller et al., 1994).

Biofilmin ominaiset parametrit	Reaktorille ominaiset tekijät
- Liuenneiden ravinteiden pitoisuudet biofilmin pinnassa ja sisällä: COD, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , O ₂	- reaktorin rakenne (täyssekoitus, tulppavirtaus, sekoitettu)
- partikkelien pitoisuudet: TSS, COD, heterotrofit	- reaktorin hydraulikka (laminaarinen/turbulenttinen virtaus)
- HCO ₃ ⁻ -pitoisuus ja pH	- hapensiirto
- myrkyllisten aineiden pitoisuudet	- biofilmin irtoaminen
- diffuusiokerroin: COD, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , HCO ₃ ⁻ , O ₂	- biofilmin "laidunnus"
- mikrobien maksimaaliset kasvunopeudet: heterotrofit, Nitrosomonas, Nitrobacter	
- kyllästyskerroimet: COD, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , HCO ₃ ⁻ , O ₂	
- biomassan tiheys ja biofilmin paksuus	

Taulukossa 4.3 on esitetty nitrifioivan biofilmin suorituskykyyn vaikuttavia tekijöitä. Varsinkin puoleisen sarakkeen tekijät on otettava huomioon mikroskooppisella tasolla ja oikean puoleisen makroskooppisella tasolla. Kaikki taulukossa mainitut tekijät vaikuttavat biofilmin aktiivisuuteen ja erityisesti nitrioiiviin bakteereihin. (Boller et al., 1994)

Lämpötilariippuvuus

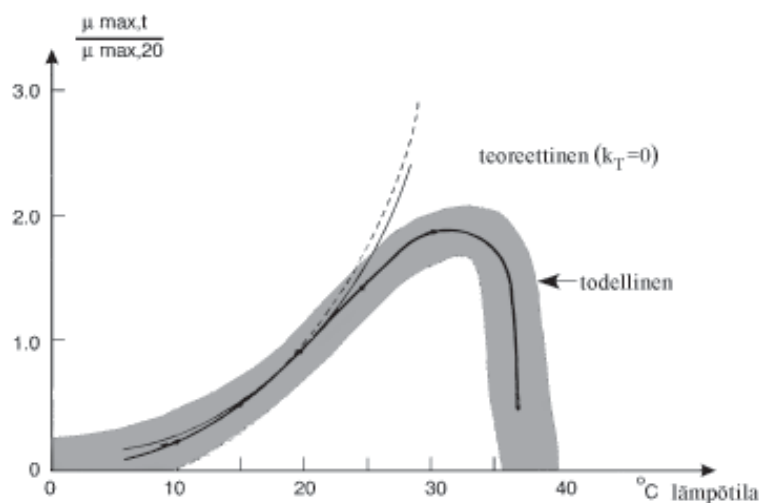
Lämpötilan vaikutusta ominaiskasvunopeuteen voidaan kuvata Arrheniuksen yhtälöllä (Æsøy et al., 1993):

$$\mu_{\max}(t^{\circ}\text{C}) = \mu_{\max}(20^{\circ}\text{C}) \cdot e^{k_T \cdot (t-20)} \quad (4.5)$$

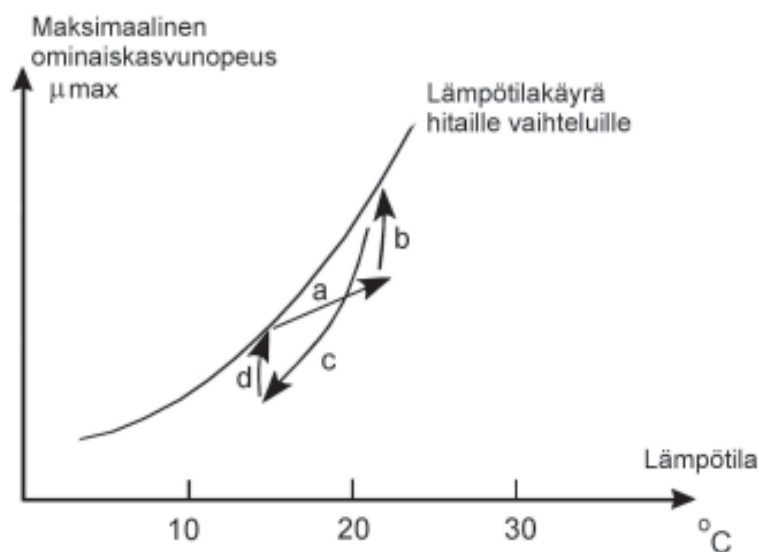
jossa μ_{\max} = maksimimaalinen ominaiskasvunopeus, d⁻¹
 k_T = lämpötilavakio, t⁻¹
 t = lämpötila, °C

Biofilmi prosesseissa lämpötilavakioiden on raportoitu olevan välillä $0,01 - 0,05^{\circ}\text{C}^{-1}$ (Hem et al., 1993). Nitrifikaatio tehostuu lämpötilan noustessa. Optimi-lämpötila on $30 - 35^{\circ}\text{C}$ (kuva 4.8). Lämpötilan ollessa $35 - 40^{\circ}\text{C}$ nopeus alkaa pu-dota kohti nollaa. Biofilmi prosesseissa nitrifikaatio on vähemmän riippuvainen läm-pötilasta kuin aktiivilietemenetelmässä. Nitrifikaationopeus kasvaa noin $4,5\% / ^{\circ}\text{C}$ (Nowak, 2000)

Kuten muutkin bakteerit, nitrifioivat bakteerit ovat erityisen herkkiä yht'äkkisille lämpötilan muutoksille. Kuvassa 4.9 on esitetty nopeiden ja hitaiden lämpötilamuutosten vaikutuksia kasvunopeuksiin. Kun lämpötila nousee nopeas-ti (tuntien aikana), kasvunopeuden lisääntyminen on pienempi kuin mitä lasken-nallisesti voisi odottaa. Nopea lämpötilan pudotus aiheuttaa odotettua suurem-man laskun.



Kuva 4.8. Nitrifikaationo-peus lämpötilan funktiona (Henze et al. 2002).



a = nopea kuumennus ($15 \rightarrow 25^{\circ}\text{C}$), b = adaptaatio (hidas), c = nopea jäädytys ($25 \rightarrow 15^{\circ}\text{C}$) ja d = adaptaatio (hidas).

Kuva 4.9. Hitaiden ja no-peiden lämpötilamuutosten vaikutukset kasvunopeuteen (Henze et al., 2002).

Antonien (1978) mukaan alhaisilla hydraulisen kuormituksen arvoilla jäteveden lämpötilan laskulla on suhteellisen vähän vaikutusta nitrifikaatiotehokkuuteen. Suuremmilla hydraulisilla kuormituksilla lämpötilan vaikutus on paljon voimakkaampi ja nitrifikaatio laskee.

Liuenneen hapen pitoisuus

Nitrifioivat bakteerit (autotrofit) ovat heterotrofisia bakteereita herkempiä alhaisille happipitoisuuksille (Henze et al., 2002). Teoreettinen hapentarve voidaan laskea yhtälöistä 4.1 ja 4.2. Ammoniumtypen hapetus nitriitiksi vaatii $3,43 \text{ mg O}_2/\text{mg NH}_4^+-\text{N}$ ja hapettuminen nitriitistä nitraatiksi tarvitsee happea $1,14 \text{ mg/mg NO}_2^--\text{N}$.

Hapen diffuusio on riippuvainen biofilmin tiheydestä, rakenteesta ja koostumuksesta, biofilmireaktorin rakenteesta, suorituskyvystä ja lämpötilasta (Æsøy et al., 1993). Nitrifioivissa bioroottoreissa liuenneen hapen pitoisuudet vaihtelevat usein välillä $1 - 3 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ensimmäisessä vaiheessa ja $4 - 8 \text{ mg O}_2/\text{l}$ viimeisessä vaiheessa (Wang et al., 1984). Usein mainittu pienin vaadittu happipitoisuus on $2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ (EPA, 1984). Jos ammoniumtypen pitoisuudet jätevedessä ovat yli $5 \text{ g NH}_4^+-\text{N}/\text{m}^3$, hapen diffuusio rajoittaa nitrifikaatiota (Boller et al., 1994).

Nitrifikaationopeuden riippuvuutta liuenneen hapen pitoisuudesta esitetään yhtälöllä 4.6 (Kangas et al., 1993):

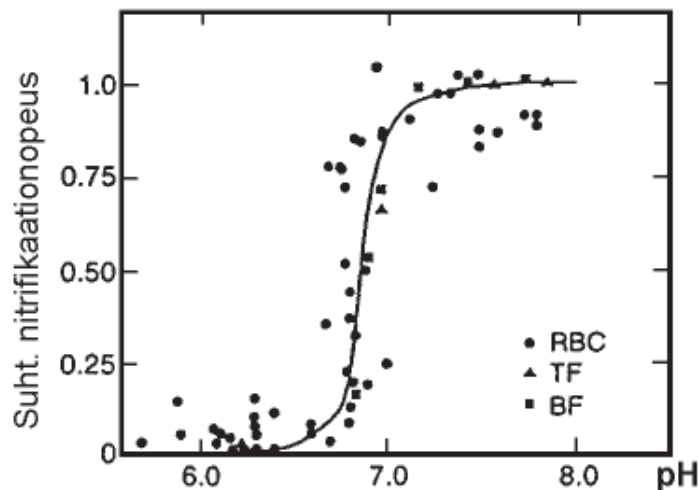
$$\mu_o = \mu \frac{c_o}{K_s + c_o} \quad (4.6)$$

missä μ_o on kasvunopeus happipitoisuudessa c_o
 c_o happipitoisuus
 K_s on vakio, joka muun muassa sekoituksesta ja flokin koosta riippuen on $0,5 - 2,0 \text{ mg/l}$

pH-arvo ja alkaliteetti

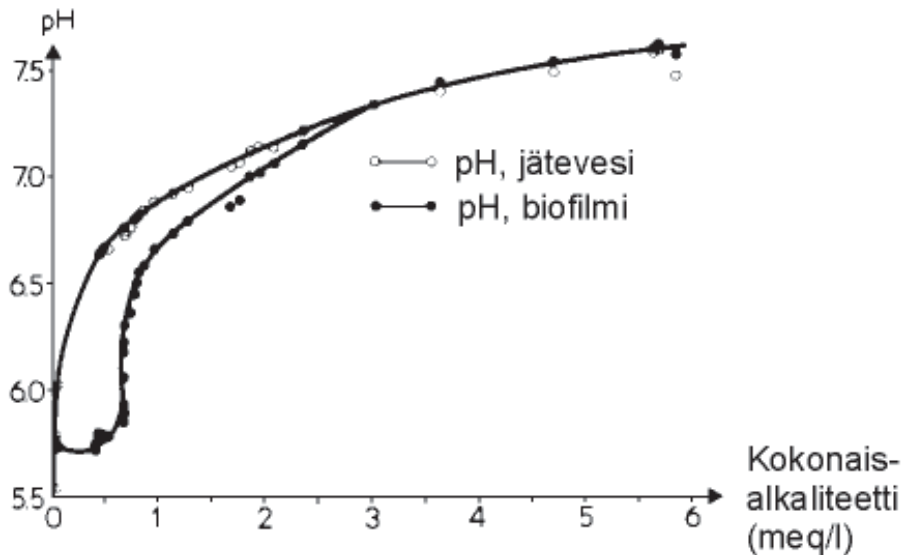
Optimaalinen pH-arvo nitrifikaatiolle on $7,7 - 8,5$. Kun pH-arvo laskee alle kuuden, reaktio hidastuu merkittävästi (Kangas et al., 1993). pH:ta $7,0 - 7,2$ käytetään tavallisesti ylläpitämään kohtuullista nitrifikaatiota (Metcalf & Eddy, 2003). Tarvittaessa pH-arvoa säädetään emäksisillä aineilla, kuten kalkilla, kalsinoidulla soodalla, natriumbikarbonaatilla tai magnesiumhydroksidilla. pH-arvoa ja alkaliteettiä on tarpeen silloin tällöin tarkkailla.

Boller et al. (1994) mukaan nitrifikaation aktiivisuus putoaa dramaattisesti, kun pH on alle 7 ja tulee hyvin vähäiseksi pH:n ollessa $6,5 - 6,7$ (kuva 4.10). Nowak (2000) puolestaan raportoi havainneensa, että maksiminitrifikaationopeus pH:ssa $6,4$ on samaa luokkaa kuin keskimäärin pH $6,8$:ssa.



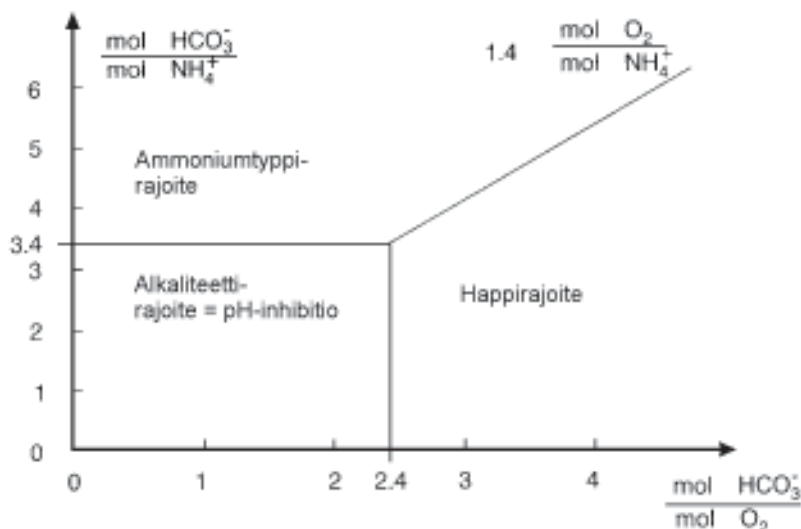
Kuva 4.10. Nitrifikaation riippuvuus pH:sta biofilmi-prosesseissa (Boller et al., 1994).

Koska nitrifikaatioprosessi vaikuttaa pH-arvoon, pH-arvo flokeissa ja biofilmissä on matalampi kuin jätevedessä (Henze et al., 2002). Szweringi et al. (1986) tutkivat pH-arvon laskua nitrifioivassa biofilmissä. pH-ero alkaa muodostua, kun veden alkaliteetti laskee arvoon 2 – 2,5 mmol/l (kuva 4.11). Kun alkaliteetti on alle 0,7 mmol/l pH-ero kasvaa voimakkaasti. Suurimmillaan pH-ero kokeessa oli 0,9 pH-yksikköä. Eron muodostuminen on seurausta happamuuden lisääntymisestä biofilmissä sekä biofilmiin sisäänpäin diffusioituvan bikarbonaatin ja ulospäin diffusioituvan hiilidioksidin kohtaamista diffuusiovastuksista.



Kuva 4.11. pH jätevedessä ja biofilmissä alkaliteetin funktiona (Szweringi et al., 1986).

Mahdollinen denitrifikaatio kompensoi osan pH:n laskusta. Kuvassa 4.12 on esitetty kuinka alkaliteetin, hapen ja ammoniumtyypen suhteet vaikuttavat nitrifikaationopeuteen. Happi ja ammoniumtyppi ovat teoreettisesti yhtä rajoittavia kun niiden suhde on 1,4 mol O₂/mol NH₃ (Arvin ja Harremoës, 1990). Jäteveden jäännösalkaliteetin ei pitäisi pudota alle 1,5 – 2,0 mequiv/l, jotta nitrifikaation aktiivisuus pysyisi korkeana (Gujer ja Boller, 1986; Siegrist ja Gujer, 1987). Rustenin ja Lorentsenin (1992) kokeiden mukaan jäännösalkaliteetti voi olla jopa 0,7 mequiv/l ennen kuin sillä on vaikutusta nitrifikaation aktiivisuuteen.



Kuva 4.12. Alkaliteetin, hapen ja ammoniumtyypin pitoisuuden vaikutus nitrifikaationopeuteen (Arvin ja Harremoës, 1990).

Käytettäessä esisaostusta alkaliteetin ja pH:n vaikutus pitää huomioida valittaessa kemikaalia, koska useilla koagulaatiokemikaaleilla on happamoittava vaikutus. Tämä on erityisen tärkeää Skandinaviassa, jossa jäteveden alkaliteetit ovat yleensä alhaisia. (Æsøy et al., 1993)

Tulevan jäteveden C/N –suhde

Tulevan jäteveden C/N (BOD/N) –suhde vaikuttaa nitrifioivaan systeemiin kolmella eri tavalla. Ensinnäkin heterotrofisen biomassan synteesi vaatii typpeä ja alentaa siten typpivirtaa ammoniumtypestä nitriitiksi ja nitraatiksi. Jos suhde on tarpeeksi suuri – vaikka yli 25 – nitrifikaatioon on saatavilla vähän tai ei ollenkaan pelkistettyä typpeä. Toiseksi suhde määrää sen, mikä on nitrifioivien bakteerien osuus aktiivisesta biomassasta. Suhteen ollessa 5 – 10 nitrifioijia on tavallisesti alle 20 % aktiivisesta biomassasta. Kolmanneksi suhde vaikuttaa heterotrofien ja nitrifioijien kilpailuun tilasta ja liuenneesta hapesta. Pitkällä aikavälillä, suurempi C/N –suhde pyrkii pakottamaan nitrifioivat bakteerit syvemmälle biofilmiin. (Rittmann ja McCarty, 2001)

Inhiboivat aineet

Nitrifioivat bakteerit ovat herkkiä laajalle joukolle orgaanisia ja epäorgaanisia yhdisteitä ja pienemmissä pitoisuuksissa kuin heterotrofiset bakteerit. Usein nitrifikaatio on estynyt, vaikka bakteerit jatkavat edelleen kasvua ja hapettavat ammoniumtyypeä nitriitiksi – joskin alennetulla nopeudella. Jossain tapauksessa yhdisteiden myrkyllisyys saattaa tappaa nitrifioivat bakteerit. Myrkylliset aineet sisältävät orgaanisia liuottimia, amiineja, proteiineja, tanniineja, fenoliyhdisteitä, alkoholeja, syanaatteja, eettereitä, karbamaatteja ja bentseenin. Myös metallit inhiboivat nitrifikaatiota. (Metcalf & Eddy, 2003)

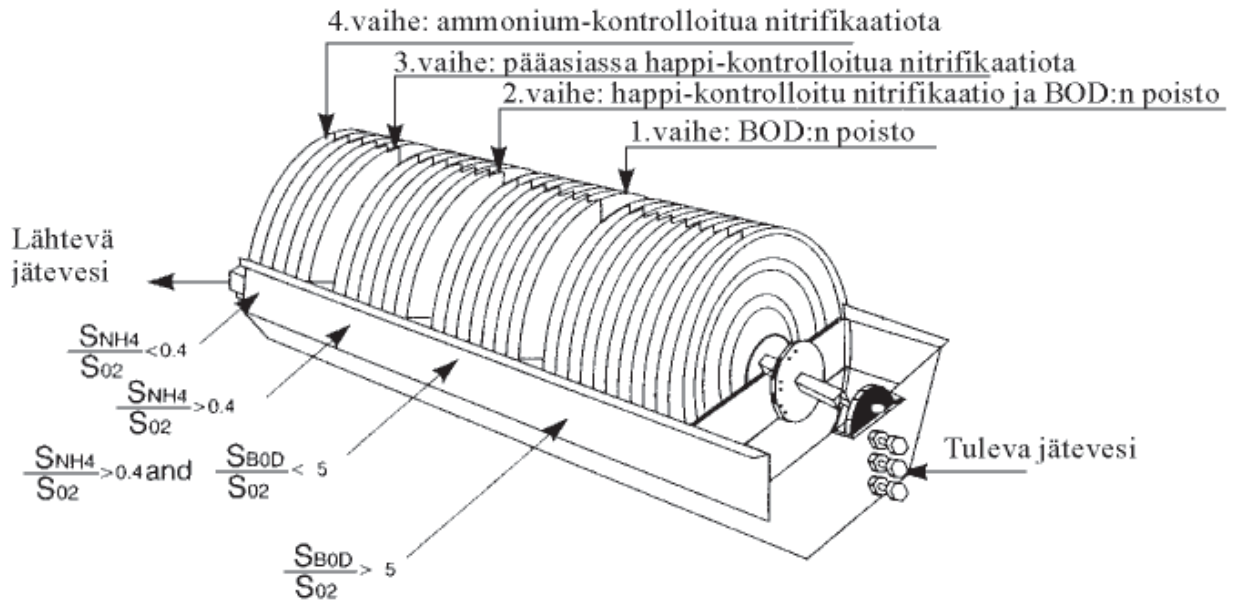
4.4.3 Nitrifikaation toteutus

Nitrifikaatio voidaan toteuttaa joko erillisenä vaiheena orgaanisten yhdisteiden poistamisen jälkeen tai yhtäaikaan orgaanisten yhdisteiden poistamisen kanssa. Erillisen nitrifikaatiovaiheen etuja ovat pienemmät energiakulut, pienempi kokonaistilantarve, pienempi myrkyttymisvaara ja prosessin ajon joustavuus. Haitta- puolena on suurempi koneiden ja laitteiden tarve sekä denitrifikaation vaikeampi toteutus (tarvitaan erillinen hiililähde). (Kangas et al., 1993)

Samanaikainen orgaanisen aineen poisto ja nitrifikaatio

Heterotrofiset bakteerit ovat vallitsevia, kun sekä orgaanisen aineen että ammoniumtypen konsentraatiot ovat korkeita. Orgaanisen aineen hapetusta tapahtuukin bioroottorin alkupäässä. Kun orgaanisen substraatin konsentraatio vähenee riittävästi autotrofiset bakteerit pääsevät mukaan kilpailuun. Tämä tapahtuu, kun BOD₅:n konsentraatio on laskenut tasolle noin 20 mg/l. Ammoniumtypen hapetus on miltei täysin viety loppuun, kun BOD₅-pitoisuus saavuttaa tason 8 - 10 mg/l. (Gönenç ja Harremoës, 1990)

Riippuen etenkin jäteveden lämpötilasta, happipitoisuudesta ja pH:sta, merkittävää nitrifikaatiota alkaa tapahtua tavallisesti bioroottorin 3. tai 4. vaiheessa (EPA, 1984). Kuvassa 4.13 on esitetty nitrifioinnin pääperiaatteet bioroottorille.



Kuva 4.13. Pääperiaatteet nitrifioivan bioreaktorin suunnitteluun (Henze et al., 2002).

Bioreaktorin ensimmäisessä vaiheessa nitrifikaatiota ei tapahdu. Orgaanisen aineen määrä on niin suuri, että nitrifioivilla bakteereilla ei ole riittävästi aikaa kasvaa. Toisessa vaiheessa tapahtuu sekä orgaanisen aineen poistoa että nitrifikaatiota. Ammoniumtyypen määrä on suuri ja nitrifikaatiota rajoittaa hapen määrä ja nitrifioivien bakteerien pieni määrä verrattuna heterotrofisten bakteerien määrään. Kolmannessa vaiheessa orgaaninen aine on hajonnut ja poistunut. Tämä vaihe toimii puhtaasti nitrifioivana vaiheena, jossa rajoittavana tekijänä toimii happi. Neljännessä vaiheessa alhainen ammoniumtyypen määrä rajoittaa reaktiota. Käytännössä rajoittavia tekijöitä on jokaisessa vaiheessa useampia ja ne saattavat vaihdella vielä puhdistamoittain. (Henze et al., 2002)

Samanaikaisessa orgaanisen aineen poistossa ja nitrifikaatiossa noin 10 – 20 % tulevasta hapettamattomasta tyypistä hyödynnetään bioreaktorin alkupäässä heterotrofisen populaation solujen kasvuun (EPA, 1984).

Pitämällä maksimi biologisen hapetuksen lukuarvo (esimerkiksi $n > 20$ vrk) alle $6 \text{ g BOD}_n/\text{m}^2\cdot\text{d}$, on mahdollista pitää jäteveden liuennan hapen pitoisuus riittävällä tasolla ja myös estää levyjen/kennostojen tukkeutuminen, lyhyt kierto ja lohkeaminen. Lisäksi voidaan välttää ylimääräisten huuhtelujen tarve, jonka liiallinen heterotrofien kasvu voi aiheuttaa. Kokonaistyyppikuorman pitäisi olla nitrifioivalle bioreaktorille $0,2 - 0,6 \text{ g N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$. Jos jäteveden BOD_n/N suhde on liian suuri, jotta molemmat edellä mainituista kriteereistä täyttyisi, voidaan käsittely jakaa vaiheisiin, jolloin BOD-kuorma vähenee ennen nitrifikaatiovaihetta. (Rittmann ja McCarty, 2001)

Nowakin (2000) mukaan 1-vaiheisen bioreaktorin orgaanisen kuormituksen ei pidä saavuttaa arvoa $2,5 \text{ g BOD}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$, jotta käsitellyn jäteveden ammoniumtyypen konsentraatio pysyisi alle $5 \text{ mg NH}_4\text{-N}/\text{l}$ ($t > 12^\circ\text{C}$). Myös Crabtree ja Rowell (1993) antavat saman arvon nitrifioivan bioreaktorin kuormitukselle. Boongorsrang et al. (1982) mukaan tulevan jäteveden COD –kuorman tulisi olla alle $0,106 \text{ g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$, jotta nitrifikaatiota voisi tapahtua bioreaktorilla.

Espoon Suomenojan tutkimusasemalla tutkittujen bioroottorien 1-vaiheises-
sa bioroottorissa (Biotek) nitrifikaatio alkoi olla voimakasta orgaanisen kuormituk-
sen alittaessa 7 – 8 g BOD₅/m²·d kesällä ja noin 5 g BOD₅/m²·d talvella. 4-vaiheises-
sa bioroottorissa (Klargester) päästiin kesällä 94 % nitrifikaatioasteeseen, kun kuor-
mitukset olivat alle 5 g BOD₅/m²·d. Merkittävää nitrifikaatiota alkoi 4-vaiheisella
bioroottorilla 50 %:n kuormituksella ja 1-vaiheisella bioroottorilla 25 % kuormi-
tuksella. (Reinikainen, 1988)

T & A Mämmelä Oy:n valmistamissa Klargester –bioroottoreissa käytetään
orgaanista kuormitusta alle 10 g BOD₅/m²·d pelkästään orgaanista ainetta poista-
ville roottoreille ja kuormitusta alle 5 g BOD₅/m²·d nitrifioiville roottoreille. (Mäm-
melä, 2004)

Useiden peräkkäisten bioroottoriyksiköiden välissä olisi hyvä poistaa kiinto-
ainetta eli irronnutta biomassaa. Muutoin irronneet kiintoaineet flokkuloituvat
osittain seuraavassa vaiheessa ja laskevat nitrifikaatioaktiivisuutta. (Nowak, 2000)

Pano ja Middlebrooks (1983) saavuttivat laboratorio-oloissa 98 – 99 % ammo-
niumtypenpoistotehoja kuormituksilla 10 – 12,5 g COD/m²·d. Kuormituksen olles-
sa 14 g COD/m²·d poistoteho laski noin 10 %. Reduktiot vaihtelivat välillä 87 – 98 %
15 °C:ssa ja 91 – 99 % 20 °C:ssa. Alle 5 °C:ssa ei havaittu lainkaan ammoniumtypen
poistumista.

Saikaly ja Ayoub (2003) tutkivat asteittaisen syötön vaikutusta ammoniumty-
penpoistoon laboratorio-olosuhteissa kolmivaiheisella bioroottorilla erilaisilla kuor-
mituksilla. Korkeilla orgaanisilla kuormituksilla (COD > 610 mg/l) asteittaisella
syötöllä saavutettiin parempi reduktio. Alhaisilla kuormituksilla ero oli pieni nor-
maaliin syöttöön verrattuna. Happipitoisuudet asteittaista syöttöä käytettäessä oli-
vat korkeampia kuin tavallisessa syötössä.

Nitrifikaatiota voidaan tehostaa kierrättämällä jätevedtä esimerkiksi jälkisel-
keyttimestä bioroottorin alkuun. Kierrätyksen positiivinen vaikutus nitrifikaatioon
johtuu bioroottorille menevän jäteveden biohajoavan orgaanisen aineen laimene-
misestä. Kierrätyksen on havaittu parantavan ammoniumtypenpoistoa tekemällä
useamman bioroottorin vaiheen käyttökelpoiseksi nitrifikaatiolle (nitrifikaatiota voi
tapahtua heti 1. vaiheessa). Kierrätystä käytettäessä myös biofilmistä muodostuu
ohuempi (biomassan kokonaismäärä pienempi) ja biomassan jakaantuminen vai-
heiden kesken on tasaisempaa. Jäteveden kierrätys parantaa nitrifikaatiota kaikilla
hydraulisen kuormituksen tasoilla. Nitrifikaatio kuitenkin vähenee hydraulisen
kuormituksen kasvaessa, koska viipymä lyhenee. (Klees ja Silverstein, 1992)

Erillinen nitrifioiva bioroottori

Bioroottoria voidaan myös käyttää erillisessä nitrifioivassa vaiheessa nitrifioimaan
jätevedtä, joka sisältää suhteellisen korkeita pitoisuuksia ammoniumtyppeä ja al-
haisia pitoisuuksia orgaanista ainetta. BOD₅/TKN –suhde (TKN = kokonais Kjeldahl-
typpi) on oltava alle 1,0 ja/tai liukoinen BOD₅ –arvo alle 15 mg/l. Koska or-
gaaninen kuormitus on orgaanisen aineen poiston jälkeen alhainen, voidaan bio-
roottorissa käyttää suuren ominaispinta-alan omaavaa kasvualustaa. (Grady et al.,
1999)

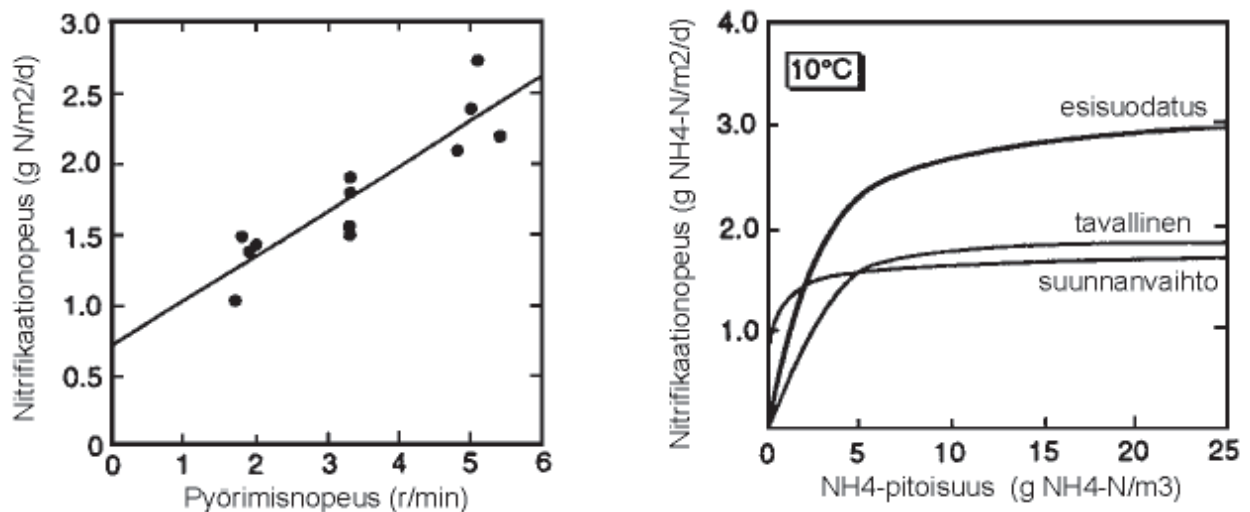
Mitoitusarvoa 1,25 g hapettunutta N/m²·d (10 °C) voidaan suositella erilliselle
nitrifioivalle bioroottorille. Tämän mukaan erillisen nitrifioivan bioroottorin omi-
naispinta-ala 12 °C:ssa on noin 6,5 m²/avl, edellyttäen tulevassa vedessä olevan 11
g N/avl·d ja 2 g N/avl·d stabilisoidussa lietteessä. (Nowak, 2000)

Edellyttäen, että hiilen poistuminen/hajoaminen on riittävän tehokasta en-
simmäisessä vaiheessa, ylimääräisen lietteen tuotto on hyvin vähäistä nitrifioivas-
sa vaiheessa (Nowak, 2000). Jälkiselkeytin nitrifioivan vaiheen jälkeen ei siten ole
välttämätön asumajätevedtä käsiteltäessä (Nyhuis, 1990).

Nowak (2000) saavutti erillisellä nitrifioivalla bioroottorilla stabiilin nitrifikaation $1,5 \text{ g N/m}^2\text{-d}$ 8°C :ssa ja $1,8 \text{ g N/m}^2\text{-d}$ 13°C :ssa. Käsitellyn jäteveden ammoniumtyppipitoisuus oli enimmäkseen alle $4 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$. Ensimmäisen ja toisen bioroottorin välissä oli selkeytysallas.

Erillisen vaiheen nitrifikaatiota voidaan edelleen parantaa jaksoittaisella virtaussuunnan vaihdolla, suodattamalla jätevettä biologisten vaiheiden välillä (ennen nitrifioivaa vaihetta) ja pyörimisnopeutta säätämällä. Virtaussuunnan vaihdon etuja ovat ensinnäkin roottorin pinta-alan tehokkaampi hyväksikäyttö, jolloin pienempi reaktoritilavuus riittää asetettujen vaatimusten täyttämiseen. Lisäksi virtaussuunnan vaihdosta seuraa, että vuorokausittaisen NH_4 -vaihtelujen käsittelyyn on suurempi kapasiteetti, koska viimeisessä ja yleensä NH_4 -rajoitetussa vaiheessa on korkeampi nitrifikaatiopotentiaali. Pyörimisnopeuden ja maksimaalisen nitrifikaationopeuden välillä on myös havaittu vahva riippuvuus, kuva 4.14a. Suuremmilla nopeuksilla lisääntynyt energian kulutus vähentää etuja. Optimaalinen pyörimisnopeus on tutkittava erikseen joka roottorityypille. (Boller et al., 1990; Boller et al., 1994)

Nitriofioivalle bioroottorille riittää noin 40 % pienempi pinta-ala ja tilavuus, kun tuleva jätevesi on suodatettu orgaanisen aineen poiston jälkeen. Kuvassa 4.14b on nähtävissä virtauksen suunnanvaihdon ja esisuodatuksen vaikutus tuloksiin. Virtaussuuntaa vaihtelemalla ja suodatusta käytettäessä saavutettiin parhaimmillaan nitrifikaationopeus $3,3 \text{ g NH}_4\text{-N/ m}^2\text{-d}$ (10°C). (Nyhuis, 1990; Boller et al., 1994)



Kuva 4.14. a) Nitriifikaationopeus pyörimisnopeuden funktiona pienessä bioroottorissa (halk. 1,2 m), b) nitriifikaationopeudet erillisessä nitriofioivassa bioroottorissa NH_4 -pitoisuuden funktiona (Boller et al., 1994).

Suodatus ennen nitriofioivaa osaa auttaa nitriofioivien bakteerien hitaaseen kasvuun, koska kilpailevia heterotrofisia bakteereja sisältävää biomassaa poistetaan. Suodatuksesta johtuvia alhaisempia bakteeritiheyksiä myöhemmissä vaiheissa voidaan tasapainottaa juuri virtaussuunnan jaksottaisella kääntämisellä. (Nyhuis, 1990)

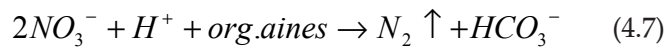
Nitriifikaatiota olemassa olevassa bioroottorissa voidaan huomattavasti parantaa lisäämällä selkeytys- tai suodatusvaihe kohtaan, jossa orgaanisen aineen hajoaminen loppuu. Jos lisäksi käytetään virtaussuunnan vaihtoa voidaan saavuttaa

lähes kolminkertainen kasvu nitrifikaatiokapasiteetissa. Vanhat roottorin levyt/kennotot voidaan korvata uusilla, joilla on korkea ominaispinta-ala (esimerkiksi 250 m²/m³). Vaadittuihin puhdistustuloksiin pääsemiseksi ei välttämättä edes tarvita suodatusvaihetta. Kun otetaan kuitenkin huomioon suodatukselta johtuva pienempi bioroottorin pinta-alantarve sekä alhaiset ja tasaiset effluentin kiintoainepitoisuudet, saattaa suodatusvaihe olla kannattavaa. (Boller et al., 1990)

Fosforin saostamisen jälkeen tapahtuvassa erillisessä nitrifioivassa vaiheessa fosforin alle 0,15 mg PO₄-P/l pitoisuudet rajoittavat nitrifikaatiota (Nordeidet et al., 1994).

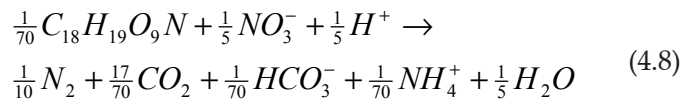
4.4.4 Denitrifikaatio

Kokonaistypenpoistoa vaadittaessa biologinen denitrifikaatio on yleisin prosessityyppi. Prosessi vaatii anoksiset olosuhteet, eli happi pitää olla saatavissa nitraattiin sitoutuneena. Mikro-organismit muuttavat nitriitin tai nitraatin typpikaasuksi hajottaen samalla orgaanista ainetta (yhtälö 4.7). Muodostunut energia päätyy lämmöksi tai biologiseen kasvuun. (Niemelä, 1993; Valve, 1985)



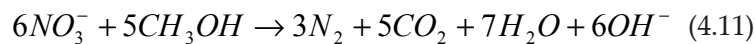
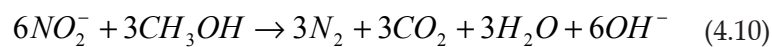
Veden alkaliteetti kasvaa denitrifikaation seurauksena. Puolet nitrifikaatiossa menetetyistä alkaliteetista saadaan takaisin, eli 0,07 mol jokaista pelkistynyttä nitraattityppigrammaa kohti. (Niemelä, 1993)

Tarkempi yhtälö jäteveden orgaanista ainesta energian ja hiilen lähteenä käytävälle denitrifikaatiolle on (Henze et al., 2002):



$$\Delta G^\circ = -103 \text{ kJ/e-eqv}$$

Seuraavissa yhtälöissä on metanoli denitrifikaation hiililähteenä (Ødegaard, 1993):



Denitrifikaatiota tapahtuu kaikkialla luonnossa nitraatin läsnäollessa edellyttäen, että happea ei ole läsnä (ainakaan paljoa). Useimmat denitrifioivat mikro-organismit ovat fakultatiivisia, jolloin ne käyttävät aina kun mahdollista happea hapettimena. Monilla yleisimmistä bakteereista on kyky muuntaa metaboliansa käyttämään nitraattia hapen sijasta lopullisena elektroniakseptorina. (Henze et al., 2002; Kangas et al., 1993)

Denitrifikaatiota pystyvät suorittamaan muun muassa *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Lactobasillus* ja *Pseudomonas* -suvun lajit. Denitrifikaationopeus on suoraan verrannollinen biomassan konsentraatioon ja riippumaton nitraatti-ionien konsentraatiosta. Täten reduktio on sitä parempi mitä suurempi biomassa pystytään ylläpitämään. (Niemelä, 1993)

Esimerkiksi gram-negatiiviset *Proteo*-bakteerit, kuten *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Paracoccus* ja *Thiobacillus*, pystyvät denitrifioimaan. Myös eräät gram-positiiviset bakteerit kuten *Bacillus* voivat denitrifioida. (Rittman ja McCarty, 2001)

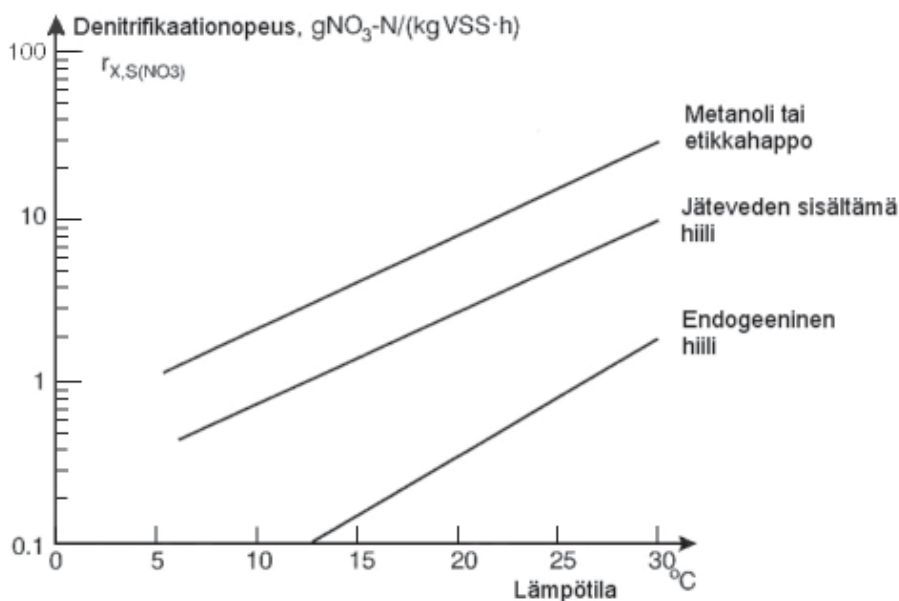
Kaasumainen typpi vapautuu systeemistä typpikaasuna (N_2), typpimonoksidina (NO) tai dityppioksidina (N_2O). Denitrifikaatioreaktion (ja nitrifikaatioreaktion) kaikki välituotteet ovat myrkyllisiä tai haitallisia. Nitriitti (NO_2^-) inhiboi mikro-organismeja ja sitä käytetäänkin säilöntäaineena. Typpimonoksidi (NO) muuttuu typpidioksidiksi ilmakehässä. Dityppioksidia (N_2O) käytetään anestesiassa ilokaasuna. Se on myös kasvihuonekaasu. (Henze et al., 2002)

4.4.5 Denitrifikaation vaikuttavia tekijöitä

Energian (substraatin) lähde

Denitrifikaatiossa orgaanista ainetta kuluu 3 – 5 g BOD_7 :na pelkistynyttä nitraattityppigrammaa kohden. Orgaanisen hiilen lähteenä voidaan käyttää joko jäteveden sisältämää orgaanista ainesta, lietteen omaa ravintosisältöä (endogeenihengitys) tai jotain lisättävää ulkopuolista ainetta. Ulkoisilla hiililähteillä saavutetaan suurempia reaktionopeuksia kuin sisäisillä hiililähteillä. Reaktionopeus on myös sitä suurempi mitä pienimolekyylisempi yhdiste on käytettävissä. Ulkoisia hiililähteitä voivat olla esimerkiksi hydrolysoitu liete, metanoli, etanoli, hiilihydraatit ja elintarviketeollisuuden jätteet. Hiililähteen valintaan vaikuttavia tekijöitä ovat tavoiteltava denitrifikaationopeus, kustannukset, lietteentuotto, käsittely (annostelu, kontrollointi, varastointi) sekä ylimääräisen hiililähteen poisto (Henze, 1989). (Kangas et al., 1993; Rantanen et al., 1999)

Käytetyn energialähteen vaikutusta denitrifikaationopeuteen esitetään kuvassa 4.15. Metanolilla nopeus on korkea, koska se on helposti hajoava ja on olemassa erityisesti metanolia käyttävä bakteerilaji. Käsittelemättömän jäteveden orgaanisella aineksella on hitaampi nopeus ja mikrobien endogeenihengitystä käytettäessä nopeus on pienin hydrolyysin rajoittaessa nopeutta. (Henze et al., 2002)

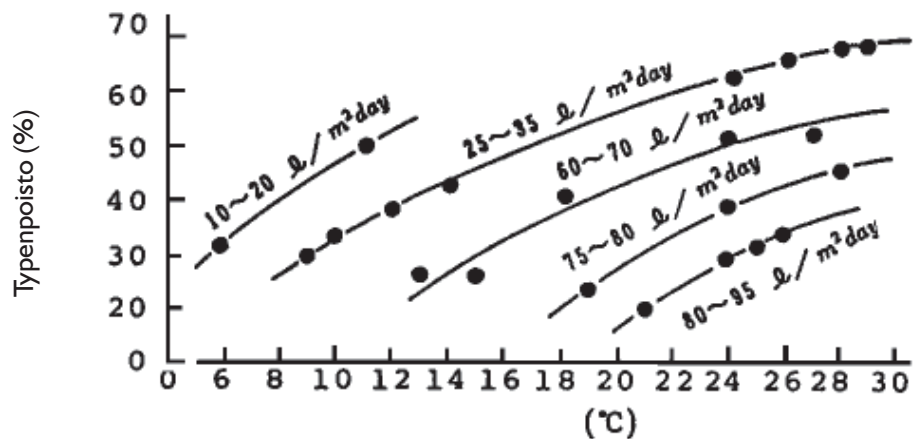


Kuva 4.15. Hiililähteen, lämpötilan ja denitrifikaationopeuden välinen riippuvuus (Henze et al., 2002).

Lämpötila

Denitrifikaatio ei ole niin lämpötilariippuvainen kuin nitrifikaatio, koska denitrifikaatioon kykenee suuri joukko lämpötilavaatimuksiltaan erilaisia bakteereja. Optimilämpötila-alue riippuu paikallisista olosuhteista. Denitrifikaatiota voi tapahtua myös termofiilisesti 50 – 60 °C:ssa, mutta tästä ei ole paljoa kokemuksia. Reaktionopeus on suunnilleen 50 % suurempi kuin 35 °C:ssa. (Henze et al., 2002)

Jäteveden lämpötilalla ja hydraulisella kuormituksella on kuvan 4.16 mukainen vaikutus typenpoiston tehokkuuteen. Alhaisissa lämpötiloissa pitää hydraulisen kuormituksen olla pienempi, jotta päästäisiin samaan puhdistustehoon kuin korkeammassa lämpötiloissa.



Kuva 4.16. Veden lämpötilan ja hydraulisen kuormituksen vaikutus typen poistoon (Masuda et al., 1991).

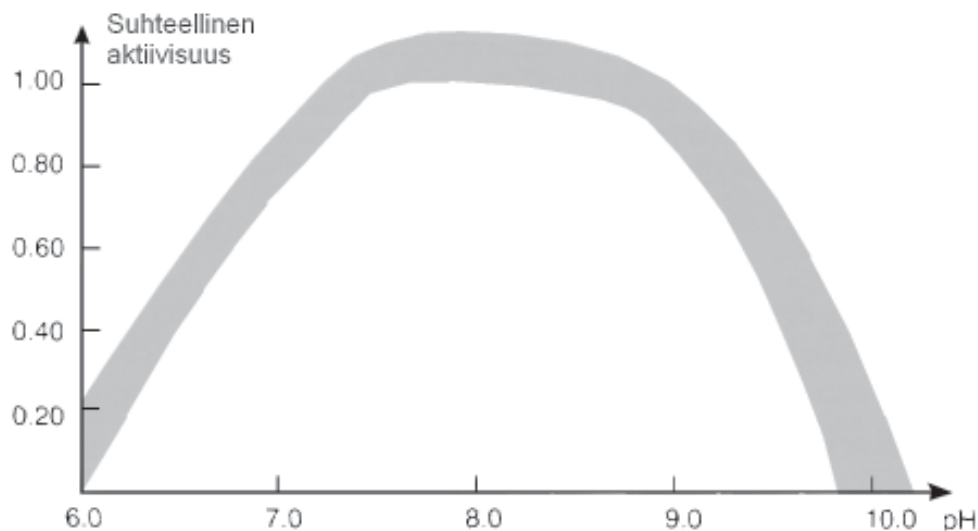
Happipitoisuus

Hapen läsnäolo inhiboi denitrifikaatioprosessia. Bakteerit käyttävät happea elektroniantonajona, koska happi antaa suuremman energian kuin nitraatin käyttö. (Æsøy et al., 1993)

pH

Denitrifikaation pH-riippuvaisuus muistuttaa muita biologisia prosesseja (kuva 4.17). Optimaalinen pH-alue on välillä 7 – 9, mutta voi vaihdella hieman paikallisten olosuhteiden mukaan (Henze et al., 2002).

pH-arvo vaikuttaa myös denitrifikaation lopputuotteiden jakaumaan. Dityppioksidin (N_2O) tuotantoa pitäisi välttää, koska se kuuluu kasvihuonekaasuihin. Hanaki et al. (1992) havaitsi, että dityppioksidin osuus kasvoi merkittävästi, kun pH oli laskenut arvoon 6,5 aktiivilietedenitrifikaatioprosessissa. Dityppioksidiosuuden havaittiin olevan myös riippuvainen orgaanisen aineen saatavuudesta. pH 6,5:ssä dityppioksidin osuudet olivat 17 %, 14 % ja 7 %, kun COD/ NO_3-N -suhteet olivat 2,5, 3,5 ja 4,5. Kun pH oli 7,5, osuudet olivat 5 %, 6 % ja 1 %.



Kuva 4.17. Denitrifikaatio pH:n funktiona (Henze et al., 2002).

pH-arvo denitrifioivassa biofilmissä saattaa olla huomattavasti korkeampi kuin jätevedessä. Tämä johtuu denitrifikaatiossa tuotetun alkaliteetin kohtaamista diffuusiovastuksista sen pyrkiessä ulos biofilmistä. Teoreettisesti on laskettu, että alkaliteetin ollessa alle 0,6 mmol/l ja veden pH:n ollessa 7,5, saattaa pH-arvo olla yli 9 biofilmin sisäosissa (Arvin ja Kristensen, 1982)

C/N –suhde

Nitrifikaatiossa on toivottavaa alhainen hiili-typpeä (C/N) -suhde, kun taas denitrifikaatio tarvitsee korkean hiili-typpeä -suhteen (Kangas et al., 1993).

Optimiolosuhteissa anoksisessa biologisessa denitrifikaatioprosessissa yli 95 % nitraatista ja nitriitistä muuttuu inertiksi typpikaasuksi (N_2). Jos olosuhteet eivät ole optimaaliset, muita typpikaasun muotoja, kuten dityppioksidia (N_2O), saattaa muodostua. C/N –suhteella pystyy vaikuttamaan dityppioksidin muodostumiseen. Tavallisesti korkea hiilisisältö tulevassa jätevedessä on suositeltava muunnettava nitraattia/nitriittiä typpikaasuksi ja yritettäessä tuottaa vähemmän dityppioksidia. Liian suuri määrä orgaanista hiiltä tulevassa jätevedessä aiheuttaa kuitenkin käyttämättömän hiilen määrän lisääntymistä effluentissa. Jos C/N –suhde pidetään optimaalisella tasolla, sekä dityppioksidin että orgaanisen hiilen määrät ovat alhaisia käsitellyssä jätevedessä. (Chiu ja Chung, 2003)

Tulevan veden nitraattipitoisuuksien ollessa 25, 50, 100 ja 200 mg/l, mittasivat Chiu ja Chung (2003) optimaaliseksi C/N (COD/ NO_3^- -N) –suhteiksi 5.5 ± 0.2 , 4.5 ± 0.2 , 4.0 ± 0.1 ja 2.6 ± 0.1 . Suhde on aina riippuvainen käytettävästä laitteistosta ja hiililähteestä. Tämän vuoksi optimaalinen C/N –suhde täytyykin määrittää erikseen kussakin tapauksessa.

Teoreettisen C/N –suhteen voi laskea reaktioyhtälöstä. Käytännössä C/N (COD/N) -suhde on suurempi, koska osa COD:sta hapettuu hapella yhdistetyssä nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessissa. Denitrifikaatiossa orgaanista ainetta (COD) käytetään pääasiassa kolmeen tarkoitukseen: nitraatin muuttamiseen typpikaasuksi, lietteen muodostukseen ja hengitykseen hapen kanssa. Jos kunkin kolmen prosessin suuruusluokka tiedetään, voidaan laskea COD/N –suhde. Tyypillisesti COD/N –suhteet ovat välillä 5 – 10. (Henze, 1989; Henze, 1991)

Mitä enemmän helposti hajoavaa orgaanista hiiltä on käytettävissä, sitä nopeammin ja täydellisemmin denitrifikaatio tapahtuu. Jos BOD_5/N –suhde on yli 5 ja viipymä denitrifikaatiovaiheessa on yli puoli tuntia, menee denitrifikaatio loppuun asti. Käytännössä pienin BOD_5/N –suhde, jolla denitrifikaatio voidaan saada menemään loppuun, on 3. (Kiuru, 1991) Jos käsittelemättömän jäteveden C/N –suhde on liian matala, denitrifikaatiosta tulee joko osittaista tai sitä tapahtuu alhaisemmalla nopeudella, joka puolestaan yleensä merkitsee alennettua nitraatin käsittelytehoa (Henze et al., 2002). Taulukossa 4.4 on optimaalisia C/N –suhteita eri tyyppisille orgaanisen hiililähteille.

Taulukko 4.4. Optimaalinen C/N –suhde (Henze et al., 2002).

Orgaaninen aine	(C/N) optimi	Yksikkö
Jäteveden orgaaninen aine	3 – 3,5	kg BOD_5 /kg N
	4 – 5	kg COD/kg N
Lietteen orgaaninen aine	1,5 – 2,5	kg BOD_5 /kg N
	2,9 – 3,2	kg COD/kg N
Metanoli (CH_3OH)	2,3 – 2,7	kg CH_3OH /kg N
	3,5 – 4,1	kg COD/kg N
	1,0 – 1,2	mol CH_3OH /mol N
Etikkahappo (HAc)	2,9 – 3,5	kg HAc/kg N
	3,1 – 3,7	kg COD/kg N
	0,9 – 1,1	mol HAc/mol N

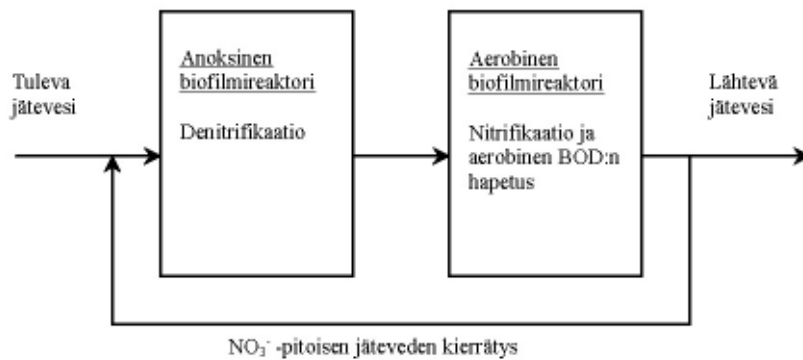
4.4.6 Denitrifikaation toteutus

Denitrifikaatio voidaan toteuttaa lisäämällä anoksinen vaihe joko aerobisen vaiheen perään (jälkidenitrifikaatio) tai ennen aerobista vaihetta (esidenitrifikaatio). Myös yhtäaikainen nitrifikaatio-denitrifikaatio on mahdollista. Sitä on kirjallisuudessa raportoitu tapahtuvan sekä mikroaerobisessa ympäristössä että aerobisessa ympäristössä.

Denitrifikaatio erillisessä vaiheessa

ND-prosessiksi sanotaan sellaista prosessia jossa nitrifikaatio tapahtuu ennen denitrifikaatiota. Denitrifikaatiovaiheeseen on tällöin lisättävä jotain ulkoista hiililähdettä, koska jäteveden orgaaninen aines on poistunut suurimmalta osin aerobisessa osassa. (Rantanen et al., 1999)

Esidenitrifikaatiossa (DN –prosessi) käytetään tulevan jäteveden orgaanista ainesta hiilen lähteenä. Koska tulevasta jätevedestä puuttuu nitraatti, täytyy nitraattipitoista jätevettä kierrättää nitrifioivasta vaiheesta (kuva 4.18). Tällaisella järjestelyllä saavutettavaa typenpoistoa rajoittaa kierrätettävissä olevan nitraatin määrä. Nitrifioivasta vaiheesta lähtevä vesi sisältää paljon happea, jonka heterotrofien täytyy kuluttaa denitrifioivassa vaiheessa ennen kuin denitrifikaatiota voi tapahtua. Tavallisesti kierrättyssuhde (kierrätetty virtaama/tuleva virtaama) on 1 – 2 ja typen poistuma 65 – 75 %. (Ødegaard, 1993)



Kuva 4.18. Esidenitrifikaation periaatekuva (Rittmann ja McCarty, 2001).

Hiras et al. (2004) havaitsi laboratoriomittakaavan kokeissaan, että typen poistuma kasvoi kierrätysuhteeseen 3 asti. Anaerobisen vaiheen keskimääräinen hydraulinen kuormitus oli 378 l/m²-d, orgaaninen kuormitus 59 g BOD₅/m²-d (104 g COD/m²-d) ja hapettuneen typen kuorma 4,9 g/m²-d. Happipitoisuus oli anoksisessa vaiheessa keskimäärin 0,1 mg/l ja aerobisessa vaiheessa 11,6 mg/l. pH anaerobisessa vaiheessa oli 7,2–7,8. Kokonaistypen keskimääräinen poistuma oli 54 %.

Samanaikainen nitrifikaatio ja denitrifikaatio

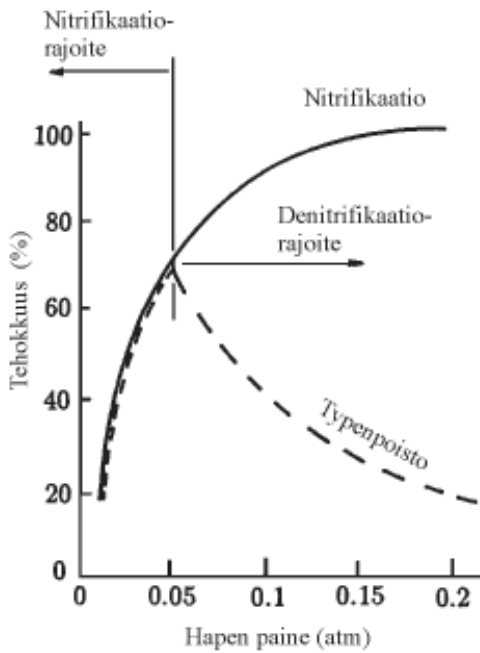
Samanaikaisessa nitrifikaatiossa ja denitrifikaatiossa molemmat prosessit toimivat alennetulla nopeudella, parhaimmillaankin vain puolinopeudella (Henze et al., 2002). Samanaikaisessa denitrifikaatiossa säästetään kemikaalikustannuksissa eriliseen (jälki)denitrifikaatioon verrattuna (Rittmann ja McCarty, 2001).

Typenpoiston tehokkuus aerobisessa bioroottorissa riippuu hapen osapaineesta ilmafaasissa, veden lämpötilasta, hydraulisesta viipymästä sekä tulevan jäteveden C/N-suhteesta. Sekä nitrifioijat että denitrifioijat ovat aktiivisia mikroaerobisten olosuhteiden muodostuttua. Näiden bakteerien aktiivisuudet riippuvat liuenneen hapen tasosta biofilmissä. (Masuda et al., 1991)

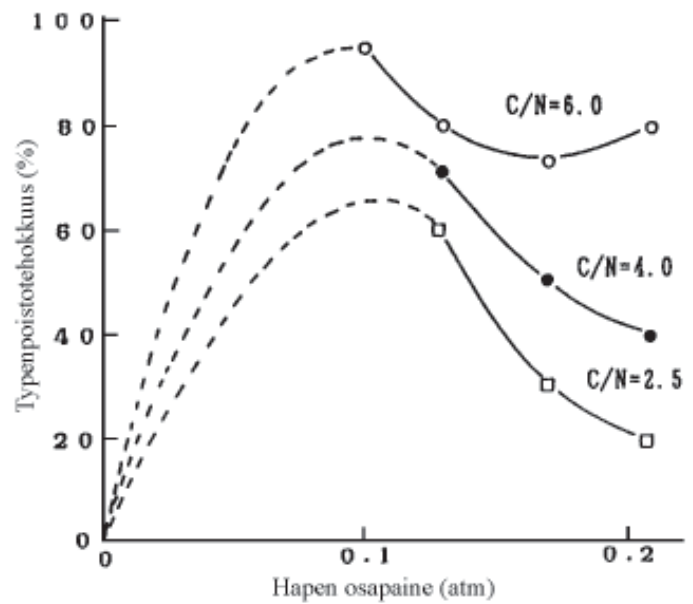
Masuda et al. (1991) saavutti suurimman typenpoistotehokkuuden (noin 70 %) hapen osapaineessa 0,05 atm (kuva 4.19a). Watanabe et al. (1992) puolestaan saavutti 80–90 %:n typenpoistotehon hapen osapaineessa 0,1 atm C/N-suhteella 6,0 (happivirta 0,35 g/m²/h) (kuva 4.19b).

Mitä alhaisempi happivirta oli, sitä pienempää oli nitrifikaatio ja suurempaa denitrifikaatio. Nitrifikaatiota tapahtui pääasiassa ilmavaiheen aikana ja denitrifikaatiota vesivaiheen aikana. Optimaalinen pyörimisnopeus oli testibioroottorilla noin 3 r/min. Tulevan jäteveden NH₄⁺-pitoisuus oli 25 mg/l, hydraulinen kuormitus 30 l/m²-d, hydraulinen viipymä 5,5 h, lämpötila 25 °C ja käsitellyn veden pH oli välillä 7,5–8,0.

Muun muassa von Münch et al. (1996) sekä Helmer ja Kunst (1998) ovat osoittaneet, että nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota voi tapahtua samanaikaisesti samassa hyvin sekoittuneessa aerobisessa reaktorissa. Tämä yksinkertaistaa käsittelylaitoksen käyttöä ja alentaa pääomakustannuksia.



a)



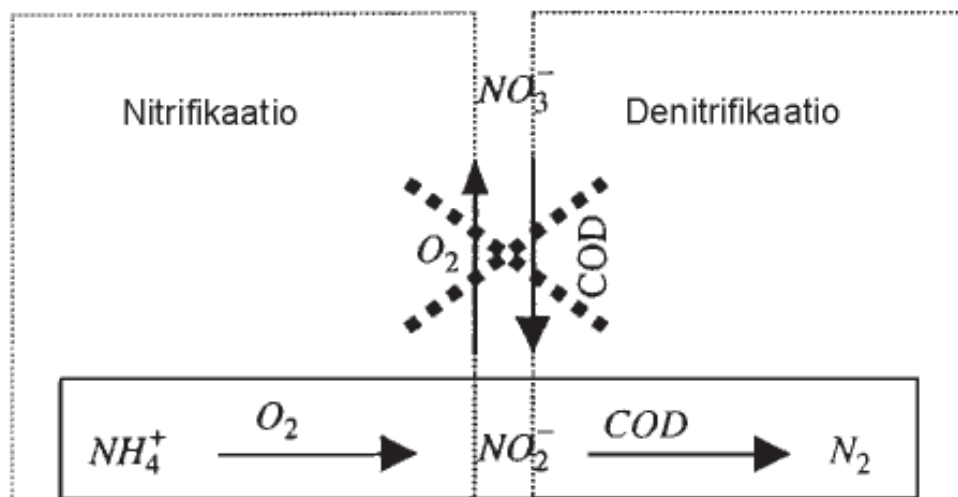
b)

Kuva 4.19. a) Hapen osapaineen vaikutus nitrifikaatioon ja typenpoistoon (Masuda et al., 1991), b) typenpoistotehon riippuvuus hapen osapaineesta ja hiili-tyyppi –suhteesta (Watanabe et al., 1992).

Helmer ja Kunst (1998) käsittelivät bioroottorilla kaatopaikan suotovesiä ja saavuttivat epäorgaanisen typen poistumaksi jopa 90 % liuenneen hapen pitoisuuksilla 1 mg O₂/l (lämpötila oli noin 29 °C ja pH 8,0 – 8,3). Ammoniumtyyppiä poistui, mutta nitraattia muodostui vain pieniä määriä eikä nitriittiä esiintynyt lainkaan. Tulokseen päästiin, vaikka yhtään orgaanista substraattia ei lisätty. Biofilmi homogenoitiin mekaanisesti, jotta mahdolliset anaerobiset alueet tuhoutuisivat. Bioroottorille tulevan jäteveden COD/N suhde oli 2.

Gupta ja Gupta (1999) tutkivat laboratoriomittakaavassa samanaikaista orgaanisen aineen poistoa, nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota täysin aerobisessa kolmi-vaiheisessa bioroottorissa käyttäen heterotrofisia *Thioaphaera Pantotropha* -bakteereja, autotrofisia nitrifioijia ja muita heterotrofeja. Keinotekoisen asumajäteveden orgaanisen aineen poistumisnopeudet ensimmäisessä vaiheessa olivat välillä 5,8 – 14,1 g COD/m²·d kuormitusten ollessa vastaavasti 6,9 – 20,7 g COD/m²·d. Ensimmäisen vaiheen nitrifikaationopeudet olivat välillä 0,47 – 1,10 g N/m²·d kuormitusten ollessa 0,69 – 2,09 g N/m²·d. Heterotrofinen *T. Pantotropha* menestyi bioroottorin ensimmäisessä vaiheessa. Bioroottorin toinen ja kolmas vaihe muodostuivat autotrofisista nitrifioijista. Kokonaistypenpoisto vaihteli välillä 20 – 68 %.

Typenpoisto voidaan myös saada aikaan nitriitin suoralla pelkistyksellä typipikaasuksi (mm. Surmacz-Gorska et al., 1997 ja Yoo et al., 1999). Menetelmässä estetään nitriitin hapettuminen nitraatiksi (kuva 4.20).



Kuva 4.20. Kaaviokuva nitriitti-muodon kautta tapahtuvasta samanaikaisesta nitrifikaatio-denitrifikaatiosta (Keller ja Zeng, 2004).

Biologiseen typenpoistoprosessiin liittyviä ongelmia ovat muun muassa nouseva liete, nitriitin tuotanto ja myrkykaasujen (NO ja N_2O) muodostuminen. Ongelmista lisää luvussa 4.5.

4.5 Bioroottoreiden käyttöhäiriöt

4.5.1 Orgaaninen ylikuormitus

Kun bioroottorin ensimmäiseen vaiheeseen kohdistuu jatkuva korkea orgaaninen kuormitus, filmin tiheys kasvaa ja valkoharmaa biomassa peittää huomattavan osan levyjen pinnasta (esimerkiksi 40 %). Jatkettaessa tässä tilassa olevan roottorin käyttöä saattaa seurauksena olla suorituskyvyn huononeminen. Tilanne saattaa näkyä muun muassa seuraavina ongelmina puhdistamon käytössä tai suorituskyvyssä:

- jätevedessä vähän liuennutta happea,
- hapen siirtyminen biofilmin sisempiin kerroksiin on estynyt,
- biofilmin anaerobiset olosuhteet johtavat ei-toivottujen mikro-organismien esiintymiseen (esim. *Beggiatoa*),
- sekä jätevesi- että biofilmi saattaa alkaa haista mädälle,
- levyjen väliin muodostuu tukkivia "siltoja" (hapen ja substraatin kulkeutuminen estyy),
- mahdollisuudet vaikuttaa biofilmin irtoavuuteen ja filmin tiheyteen leikkausvoimilla ovat menetetyt,
- energian kulutus kasvaa ja
- epätasainen rakenteellinen kuormitus, rakenteellinen ylikuormitus ja laiterikot. (Evans, 1985)

Biomassan tiheys riippuu käytetystä orgaanisesta kuormituksesta ja leikkausvoimista. Leikkausvoimat riippuvat suurelta osin veden vapaasta liikkumisesta biomassan pinnan yli/ohi. Jos levyjen pintojen väli on liian kapea tai biofilmin paksuus/tiheys liian suuri, niin maksimaalisia leikkausvoimia ei pääse kehittymään. Lopulta biomassassa saattaa muodostaa siltoja ja kiinteän kerroksen, jolloin hapen ja ravinteiden liikkuminen estyy. Myöskään vettä ei pääse poistumaan levyjen välitilasta. Hapensiirto laskee ja energian kulutus kasvaa. Levyn pintojen runsas kuviointi voi johtaa vaikeuksiin levyjen välisen etäisyyden pitämisessä tasaisena, veden valumamatka kasvaa ja biomassassa pääsee kasaantumaan kuvionnin epätasaisuuksiin. (Griffin ja Findlay, 2000)

Hajuhaitat aiheutuvat tiheän/paksun biofilmin kehittymisestä tai laskeutuneen lietteen mädäntymisestä. Hajuhaittojen muodostumista voidaan välttää kierättämällä puhdistettua jätevedtä orgaanisen ylikuormituksen välttämiseksi tai rinalle voidaan asentaa toinen allas/säiliö. Mädäntymistä voidaan estää poistamalla useammin laskeutunutta lietettä. (Gray, 1999)

Joissain tapauksissa kehittyy sitkeä vaalea biofilmi, joka ei irtoa itsestään levyjen pinnasta ja voi johtaa rakenteelliseen ylikuormitukseen ja aineellisiin vahinkoihin. Tämän aiheuttaa rihmamainen bakteeri *Beggiatoa*, joka saa energiansa hapettamalla rikkivetyä ja muita pelkistettyä rikkiä sisältäviä yhdisteitä. *Beggiatoa* voi kilpailla tehokkaasti heterotrofisten bakteerien kanssa kun prosessissa on riittävä määrä rikkivetyä peräisin joko tulevasta jätevedestä tai sisäisesti tuotettuna. Ensimmäisen vaiheen kuormitukselle turvallisia arvoja ovat 12,2 g liukoista $BOD_5/d \cdot m^2$ tai 29 g $BOD_5/d \cdot m^2$. Kuormitus ei saisi saavuttaa arvoja 19,5 g liukoista $BOD_5/d \cdot m^2$ tai 39 g $BOD_5/d \cdot m^2$ (EPA, 1984). Ensimmäisen vaiheen ylikuormituksesta johdettavia ongelmia esiintyy usein kun BOD_5 -kuormitus on yli 17,6 g/m²·d. Kun kuormitus on yli 43,0 g $BOD_5/m^2 \cdot d$ niitä esiintyy aina. Liiallisesta *Beggiatoan* kasvusta voi päästä eliminoimalla tätä aiheuttavat olosuhteet. Ensinnäkin tulevan jäteveden rikkivedyn määrää voidaan vähentää kemiallisella hapetuksella (kloori, vetyperoksidi, liuennut happi), saostamalla raudalla tai keräysjärjestelmää muuttamalla. Toinen vaihtoehto on vähentää orgaanista kuormitusta ylikuormitetuissa osissa. (EPA, 1984; Evans, 1985)

Beggiatoan hallitsevuus voi näkyä biomassan konsentraation kasvuna ja samanaikaisena orgaanisen aineen poistumisen vähenemisenä pinta-alayksikköä kohden. Orgaanisesti ylikuormitettu bioroottorin vaihe voi edelleen poistaa substraattia maksiminopeudella. Tähän vaikuttaa hapen siirtyminen biofilmiin. Kun *Beggiatoa* tai muut rikkiä hapettavat organismit tulevat vallitseviksi ja/tai liiallista anaerobista metaboliaa ilmenee biofilmin sisäosissa, orgaanisen aineksen hajotusnopeus tulee laskemaan. (EPA, 1984)

Surampalli ja Baumann (1997) tutkivat lisäilmastuksen käytön vaikutuksia tapauksessa, jossa bioroottorin ensimmäinen ja toinen vaihe olivat ylikuormitetut. Liuenneen hapen pitoisuudet olivat alhaisia ja niissä esiintyi runsasta *Beggiatoan* kasvua. Havaittiin, että lisäilmastusta käyttämällä (pinta-alan pysyessä samana) on mahdollista käsitellä huomattavasti suurempia kuormituksia. Liukoisen COD:n ja ammoniumtypen reduktiot olivat lisähapetta käytettäessä huomattavasti korkeammat kuin ilman lisähapetta. Esimerkiksi alhaisella kuormituksella (noin 22 – 48 g COD/m²·d) ammoniumtypen reduktio nousi lisäilmastusta käytettäessä 20,2 prosentista 80,6 prosenttiin. Suurin osa nitrifikaatiosta tapahtui bioroottorin kolmannessa ja neljännessä vaiheessa. Liuenneen hapen pitoisuudet bioroottoriprosessin eri vaiheissa pysyivät myös aina pitoisuuden 1,5 mg/l yläpuolella. Viimeisessä vaiheessa happipitoisuus oli jopa 5,23 mg/l. Lisähapetuksella *Beggiatoan* kasvu saatiin eliminoitua kokonaan. Biofilmi oli myös ohuempi.

Bioroottorin kapasiteettia voidaan korottaa joko käyttämällä lisäilmastusta tai ottamalla käyttöön useampi roottoriyksikkö. Lisähapetuksen järjestäminen on menetelmänä tavallisesti suhteellisen nopea ja hinnaltaan kohtuullinen (riippuen käytettävien puhaltimien tehoista ja muista tekijöistä). (Neu, 1994)

Surampallin ja Baumannin (1995) tutkimusten mukaan lietteen tuotto ensimmäisessä vaiheessa on merkittävästi runsaampaa lisäilmastusta käytettäessä kuin ilman sitä. Kokonaislietteen tuotto pysyi samalla tasolla sekä matalalla että korkealla orgaanisella kuormituksella riippumatta siitä käytettiinkö lisäilmastusta vai ei, kun kaikki roottorin vaiheet olivat samankokoisia. Kun ensimmäistä vaihetta laajennettiin, kokonaislietteen tuotto väheni merkittävästi etenkin lisäilmastusta käytettäessä (ensimmäisen vaiheen suuremmasta lietteen määrästä huolimatta). Liukoisen COD:n, liukoisen BOD₅:n ja ammoniumtyypen poistuminen oli myös merkittävästi tehokkaampaa lisäilmastusta käytettäessä, oli ensimmäinen vaihe laajennettu tai ei. Lisäilmastusta käytettäessä ammoniumtyypen poistuma oli tehokkaampaa tilanteessa, jossa vaiheet olivat samankokoisia.

Neu (1994) on tutkinut lietteen kierrätyksen vaikutusta bioroottorin toimintaan. Kierrätys jälkiselkeyttimestä bioroottorin alkuun yhdessä lisäilmastuksen kanssa paransi sekä bioroottorin orgaanista kapasiteettia että lähtevän jäteveden laatua. Myös typen ja fosforin kohdalla havaittiin merkittävää poistumaa ilman kemikaalien käyttöä. Roottorin akseliin kohdistuvan painon havaittiin myös kevenevän.

4.5.2 Typenpoiston ongelmat

Suomen olosuhteissa kylmät sulamisvedet, jäteveden alhainen alkaliteetti ja alhainen hiili-tyyppi –suhde rajoittavat typenpoistoa. Lämpötilaongelmaan voidaan vaikuttaa viemärin kunnossapidolla ja erillisviemäröinnillä. Matalissa lämpötiloissa nitrifikaatioprosessin uudelleenkäynnistymiseen saattaa mennä jopa 2 – 3 kuukautta. Alkaliteettiin voidaan vaikuttaa käyttämällä kalkkia. Ulkoisen hiililähteen käytöllä päästään alhaisen hiili-tyyppi –suhteen aiheuttamasta ongelmasta. (Kangas et al., 1993)

Koska Suomessa yhdyskuntien jätevesien typpipitoisuus on 30 – 40 mg/l ja alkaliteetti noin 2,5 – 3,5 mmol/l, merkitsee täydellinen nitrifikaatio kaiken alkaliteetin kulumista ja sitä, että pH –arvo laskee jopa alle viiden. Seurauksena on jäteveden samenumista ja reaktion pysähtyminen. Jäteveteen joudutaan tämän vuoksi lisäämään alkalointikemikaalia (yleensä teollisuushienokalkkia) alkaliteetin pitämiseksi riittävän suurena. (Valve, 1991)

Nitrifikaatio aiheuttaa usein kesäisin prosessihäiriöitä puhdistamoilla. Lämpötilan nousun käynnistämä nitrifikaatio voi aiheuttaa ongelmia, jos korkea hapen kulutusta ja alkaliteetin laskua ei muisteta huomioida. (Saarinen, 1993)

Vuorokauden sisäiset muutokset kuormituksessa aiheuttavat myös häiriöitä nitrifikaatioon. Yhdyskuntajäteveden käsittelyssä yöllä (kun kuormitus on pientä) nitrifikaatio on tehokasta, kun taas päiväaikaan korkeampi kuormitus alentaa nitrifikaatiota. Prosessi on tällöin värähtelytilassa ja hyvään lopputulokseen on vaikea päästä. (Saarinen, 1993)

Jälkiselkeyttimen pohjaosissa tapahtuvasta denitrifikaatiosta saattaa olla seurauksena, että laskeutunutta lietettä nousee pintaan ”klimpeinä” ja hajoaa pienemmiksi osiksi. Osa pintaan nousseesta lietteestä laskeutuu uudelleen, osa karkaa selkeyttimestä ylivirtauksen mukana. Selkeyttimen veden yläosissa voi nähdä

typpikuplia. Seurauksena ovat kohonneet kiintoaineen pitoisuudet puhdistamolta lähtevässä vedessä sekä huonontuneet puhdistustulokset BOD:n, COD:n, konnaistypen ja -fosforin suhteen. On vaikea sanoa, milloin pintalietteen muodostumisesta tulee ongelma, jälkiselkeytsaltaan vesi saattaa olla typen suhteen ylikyllästetty ilman että yhtäkään kaasukuplaa muodostuu. Yli 20°C:een lämpötiloissa denitrifikaationopeus on niin suuri, että typpikuplien muodostuminen vaatii alle yhden tunnin viipymääjan. Normaalisti hyvintoimivalle denitrifikaatioprosessille ja selkeytsaltaalle nitraatin määrä ei aiheuta ongelmia. Jos kuitenkin viipymäaika altaassa on pitkä ja denitrifikaatioprosessi on vain osittain toiminnassa (tai ei ollenkaan), saattaa pintalieteongelmia esiintyä. Denitrifioida jätevesi ennen jälkiselkeytintä varmistetaan, että selkeyttimelle tulevan veden nitraattipitoisuus jää alle 6 – 8 g NO₃-N/m³ (20 °C:ssa). (Henze et al., 1993; Henze et al., 2002)

Nitrifikaatio ja denitrifikaatio voivat aiheuttaa kohonneita nitriittipitoisuuksia effluentissa. Tämä liittyy aina joko koviin dynamiisiin kuormitusoloihin tai kontrollin puutteeseen. Effluentin pitoisuudet ovat pieniä (alle 0,5 NO₂-N/l) mutta joh-tuen myrkyllisyydestä kaloille se voi olla merkittävää. Alhainen pH ilmentää myrkyllisten kaasujen tuotantoa denitrifikaatiossa. Normaaleissa pH-arvoissa myrkykaasujen muodostus ei aiheuta ongelmia. (Henze, 1991)

Reaktorin happipitoisuus on keskeinen muuttuja denitrifikaatiossa. Erityisesti rankkojen sateiden aikana/jälkeen tulevan jäteveden happipitoisuus on noin 2 – 3 mg O₂/l ja denitrifikaatiota ei juuri tapahdu. (Olesen, 1990)

Tapausesimerkkibioroottoreiden arviointi

5

Tapausesimerkkibioroottooreiksi valittiin neljä puhdistamo: Kuusjoen ja Lemun kuntien jätevedenpuhdistamot, Särkisalon kunnan Förbyn puhdistamo sekä Pyhärannan kunnan Ihoden puhdistamo. Valitut puhdistamot ovat kaikki kunnallisia, joten puhdistamoiden tulovirtaamissa ei ole niin suuria vaihteluita kuin esimerkiksi leirikeskusten puhdistamoiden tapauksissa. Puhdistamot ovat käytössä ympärivuotisesti ja niissä on sähkölämmitys. Kahdella puhdistamoista on Biotekroottori ja kahdella Klargesteroottori.

5.1 Puhdistamoiden esittely

5.1.1 Tulevat jätevedet ja käsittelyprosessit

Tuleva jätevesi on Kuusjoella, Lemussa ja Ihodessa asumajätevettä. Förbyn puhdistamolla käsitellään asumajätevesien lisäksi viereisen OMYA Oy:n kalkkijauhtehtaan laboratorion tulevia jätevesiä, jotka sisältävät usein hieman kalkkia. Kalkin lisääminen prosessiin ei ole ollut siten tarpeen. Förbyn puhdistamolla käsitellään myös sakokaivolietettä. Sakokaivolietteiden määrät vaihtelevat päivittäin; vuonna 2003 sakokaivolietteen osuus tulovirtaamasta oli 4,5 %. Lietettä pumpataan mukaan prosessiin siten, että pumput käyvät 20 minuutin välein 20 sekunnin ajan.

Tapausesimerkkibioroottoripuhdistamoiden jätevesien käsittelyprosessit sisältävät seuraavat vaiheet: tulopumppaus, esikäsittely, bioroottori, kemikalisointi + flokkaus ja jälkiselkeytys. Kuusjoen ja Ihoden puhdistamoilla esikäsittely käsittää rumpusiivilän. Lemussa ja Förbyssä on porrasvälppä ja esiselkeytysallas. Puhdistamoiden prosessikaaviot ovat liitteessä 4.

Kaikilla puhdistamoilla pumpataan esi- ja jälkiselkeyttämöstä lietettä lieteväestöön, josta selkeytetty ylivuotovesi palautetaan takaisin tulopumppaamoon. Klargesteroottoreissa kierrätetään myös hapellista vettä (noin 10 % virtaamasta) roottorin loppupäästä esiselkeytykseen vesipyöräpumpun avulla. Näin esiselkeytysallaskin saadaan toimimaan lievästi biologisena. Hapellinen kerros selkeyttimen pinnalla estää myös hajuhaittoja.

Kuusjoella muodostunut liete kuivataan ensin puhdistamon pihapiirissä olevissa suodatusaltaissa ja lopuksi kompostoidaan. Tällä hetkellä lietteen käsittelyn tilanne on hieman auki. Todennäköisesti liete aletaan kuljettaa muualle käsiteltäväksi. Lemun puhdistamolta lietettä kuljetetaan Rasion kaupungin keskuspuhdistamolle käsiteltäväksi kahdesti viikossa. Förbyssä muodostunut liete viedään Perniön kirkonkylän jätevedenpuhdistamolle käsiteltäväksi. Ihoden puhdistamolla liete kompostoidaan paikan päällä.

Saostuskemikaalina on Kuusjoella käytetty Finnferriä (ferrikloridisulfaattia) lokakuuhun 2001 asti. Kemikaali vaihdettiin silloin polyalumiinikloridiin (Kemwater PAX-14). Helmikuusta 2004 lähtien on käytetty Kemwater PAX-18:aa, jonka

annostus on pienempi kuin PAX-14:n. Aine tuntuu myös selkeyttävän paremmin. Förbyn ja Lemun puhdistamoilla käytetään fosforin saostamiseen Kemwater PAX-18:aa. Pyhärannan Ihodessa fosfori saostetaan alumiinisulfaatilla (ALG).

5.1.2 Mitoitusarvot

Tapausesimerkkipuhdistamoiden mitoitusarvot on koottu taulukkoon 5.1. Bioroottorien pyörimisnopeudet ovat välillä 1,3 – 1,7 r/min. Pyörimisnopeudet eivät ole säädettävissä. Ihoden puhdistamolla pyörimissuuntaa voidaan vaihtaa. Ihoden ja Förbyn puhdistamot on suunniteltu nitrifioiviksi. Ihoden puhdistamolla tämän hetkinen bioroottorin pinta-ala on alhaisempi, koska osa kennostoista on poistettu.

Taulukko 5.1. Tapausesimerkkibioroottorien mitoitusarvot.

Merkki		Kuusjoki	Lemu	Förby	Ihode
		Biotek 1988	Klargester 1992	Klargester 06/2002	Biotek 1993
Mitoitusarvot:					
Q_{kesk}	[m ³ /d]	236	275	65	120
q_{mit}	[m ³ /h]	16	24	3	12
q_{max}	[m ³ /h]	32	40	15	22,2
BOD ₇ -kuorma	[kg/d]	34	75	27	38,5
Bioroottorin org.kuormitus	[g BOD ₇ /m ² -d]	16,2	16,7	8,4	6,1
Kok.P-kuorma	[kg P/d]	1,3	3	1,2	2,2
Kok.N-kuorma	[kg N/d]	6,5	-	6,0	8,6
Avl (70gBOD ₇ /as·d)		486	1 072	386	550
$A_{\text{bioroottori}}$	[m ²]	2 100	4 500	3 200	6 270
Vaiheiden lukumäärä		1	1	2	1

Bioroottorien orgaanisen kuormituksen laskennassa ei ole otettu huomioon esikäsitteilyn vaikutusta.

5.1.3 Käsitteilyvaatimukset ja -tulokset

Puhdistamoiden lupaehtojissa on annettu vaatimukset puhdistamoiden puhdistustehoille ja vesistöön johdettavien jätevesien enimmäispitoisuuksille (taulukko 5.2). Arvot lasketaan vuosikeskiarvoina mahdolliset ohjauksutukset ja häiriötilanteet huomioon ottaen.

Taulukko 5.2. Tapausesimerkkibioroottorien jäteveden käsitteilyvaatimukset.

	Kuusjoki		Lemu		Förby ²⁾	Ihode		
	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)
BOD_{7ATU}	< 20	> 90	< 20	> 85	< 15	> 90	< 25	> 85
P	< 1,0	> 90	< 1,0	> 85	< 0,8	> 90	< 1,5	> 85
Nitrif.aste	1)		1)			tavoite > 85		> 85

¹⁾ pyrittävä mahdollisimman tehokkaaseen ammoniumtyypen poistoon

²⁾ vaatimuksena myös: COD_{Cr} < 125 mg/l (> 75 %), kiintoaine < 35 mg/l (> 90 %)

Lemussa, Ihodessa ja Förbyssä tarkkailunäytteet tulevasta ja lähtevästä jätevedestä kerätään automaattisilla näytteenottimilla virtaamien suhteen painottaen koko vuorokauden ajalta. Kuusjoella tarkkailunäytteet kerätään automaattisesti virtaamien suhteen painottamatta. Taulukossa 5.3 on esitetty puhdistamoille tulevien jätevesien kuormat ja pitoisuudet sekä puhdistamolta lähtevän käsitellyn veden kuormat ja pitoisuudet sekä puhdistustehot aikavälillä 2000 - 2002.

Taulukko 5.3. Tapausesimerkkipuhdistamoiden käsittelytulokset 2000 - 2002.

		Kuusjoki			Lemu			Förby			Ihode		
		kg/d	mg/l	%	kg/d	mg/l	%	kg/d	mg/l	%	kg/d	mg/l	%
BOD_{7ATU}	T	11	110	90	25	160	96	7,3	210	99	12,6	155	95
	L	1,1	9,9		0,87	5,4		0,082	2,4		0,59	6,6	
Kok. P	T	0,55	6,1	85	1,3	8,3	95	0,34	9,7	96	0,66	7,9	92
	L	0,084	0,97		0,06	0,37		0,012	0,39		0,054	0,67	
Kok. N	T	3,4	37	22	7,0	52	27	2,0	59	56	3,5	44	40
	L	2,7	29		5,1	37		0,89	26		2,1	26	

T on tuleva jätevesi, L on lähtevä vesi

Förbyn tulokset 06/2002-2003

Kuusjoen vuosien 2000 – 2002 tarkkailukertojen (12 kpl) keskimääräinen virtaama oli 104 m³/d. Kokonaistypen poisto on vaihdellut tarkkailukerroilla välillä 8,3 – 36 %, mediaaniarvon ollessa 19 %. Nitrifikaatio on vaihdellut välillä 14 – 60 %, mediaaniarvo on 34 % ja keskiarvo 36 %. Vuonna 2000 ja 2001 puhdistamo ei täyttänyt luvan vaatimuksia puhdistustehojen osalta. Vuonna 2002 puhdistamo täytti luvan vaatimukset fosforin puhdistustehoa lukuun ottamatta. Tarkkailututkimusten vuosiyhteenvetoon mukaan vuonna 2000 oli 16 viikon aikana (16/52) päivittäinen maksimivirtaama suurempi kuin puhdistamon mitoitusvirtaama (236 m³/d), vuonna 2001 vain kerran ja 2002 neljä kertaa. Tuleva vesi on usein vuoto- ja sadevesien vuoksi laimeaa.

Lemun puhdistamon vuosien 2000 – 2002 tarkkailukertojen (12 kpl) keskimääräinen virtaama on ollut 150 m³/d. Saman aikavälin tuloksista laskettu nitrifikaatioprosentti on 36. Nitrifikaatio on vaihdellut välillä 5,7 – 58 % mediaaniarvon ollessa 38 %. Kokonaistypen poistuma on vaihdellut välillä -8,6 – 50 %, mediaanin ollessa 31 %. Puhdistamo on täyttänyt vuosina 2000 – 2002 sille asetetut vaatimukset.

Förbyn puhdistamon vuosien 2002 – 2003 tarkkailukertojen (6 kpl) keskimääräinen virtaama oli 37 m³/d. Nitrifikaatio on ollut tarkkailukerroilla välillä 97 – 100 %. Kokonaistypenpoisto on vaihdellut välillä 34 – 70 % mediaanin ja keskiarvon ollessa 56 %. Puhdistamo on täyttänyt sille asetetut puhdistusvaatimukset.

Ihodessa vuosien 2000 – 2002 tarkkailukertojen keskimääräinen virtaama on ollut 90 m³/d. Nitrifikaatioaste on ollut vuosina 2000 – 2002 tarkkailutuloksista laskien noin 66 %. Puhdistamo on mitoitettu väljästi, jotta se nitrifioisi. Nitrifikaatiossa ei kuitenkaan ole saavutettu vuosikeskiarvoina laskettuna asetettua raja-arvoa 85 %. Vuosien 2000 – 2002 tarkkailukertojen nitrifikaatioasteet ovat olleet välillä 27 – 95 %, mediaaniarvo on ollut 69,5 % ja keskiarvo 68 %.

5.1.4 Hoitotoimenpiteet

Kuusjoen puhdistamolla puhdistamonhoitajan päivittäisiin toimenpiteisiin kuuluu virtaamien kirjaus, näkösyvyyden mittaaminen jälkiselkeytysaltaasta sekä puolen tunnin laskeuman mittaaminen bioroottorialtaan jätevedestä. Liukoista fosforia mitataan noin kerran kuussa. Bioroottorin rungon metalliosat harjataan puhtaiksi biomassasta noin kahden viikon välein. Osien vaihdon yhteydessä koko bioroottori pestään lipeällä. Rumpusiivilä pestään kerran viikossa puhdistetulla jätevedellä. Puhdistamon hoitoon menee normaalisti aikaa noin yksi tunti päivässä.

Lemussa päivittäisiin hoitotoimenpiteisiin kuuluu virtaamien kirjaus ja näkösyvyyden mittaaminen. Mahdollista on mitata myös happipitoisuus. Lämpötila ja pH mitataan joka viikko. Myös säätilasta ja sateista pidetään päiväkirjaa. Bioroottorille tehdään joka toinen vuosi täydellinen puhdistus, jossa käytetään apuna mm. suolahappoa. Puhdistuksen jälkeen bioroottorialtaaseen tuodaan siemenlietettä, jonka avulla toiminta saadaan käyntiin 2 – 3 päivässä. Bioroottori ei ole koskaan tukkeutunut, mutta on tullut joskus niin raskaaksi, että se on täytynyt pestä. Bioroottorista pestään aina puolet kerralla. Puhdistamon pesun aikana osa jätevesistä vietään Raisioon puhdistettavaksi ja osa ohitetaan.

Förbyssä bioroottori pestään kuukauden välein vedellä. Puhdistamolla tietokone pitää päiväkirjaa virtaamista ja seuraa prosessia. Puhdistamonhoitaja saa mahdolliset hälytykset ympärivuorokautisesti suoraan matkapuhelimeensa. Puhdistamonhoitaja ei mittaa säännöllisesti pH:ta, näkösyvyyttä eikä liukoista fosforia.

Ihodessa pidetään päiväkirjaa virtaamista, lämpötiloista, selkeytysaltaan näkösyvyyksistä ja liukoisen fosforin arvoista. Bioroottoria pestään myös vedellä tarvittaessa.

5.1.5 Ongelmat

Kuusjoen puhdistamolle tulee etenkin keväisin sulamisaikaan melko paljon vuotovesiä sekä esimerkiksi salaoja-, katto- ja pihavesiä. Tulevan jäteveden tarkkailunäytteen ottopaikka ei ole myöskään paras mahdollinen, koska rumpusiivilän pesuvesi (puhdistettua vettä) laimentaa tulevan veden näytettä.

Lemun puhdistamolle tulee vuotovesiä ”jonkin verran”, keväisin jopa noin 200 %. Puhdistamolla käytettiin aiemmin saostuskemikaalia Kemwater PAX-14. Tätä käytettäessä oli talvisin ongelmia flokin muodostumisessa, kun veden lämpötila oli noin 5°C. Veden näkösyvyys selkeytyksessä huononi ja tulokset myös. Nykyisin käytettävällä PAX-18:lla tällaista ongelmaa ei ole ollut. Joulun aikoihin puhdistamolla on ongelmia kinkun paistorasvojen kanssa ja pumput menevät tukkoon.

Förbyn puhdistamo on niin uusi, että siellä ei ole ainakaan vielä ollut minikäänlaisia ongelmia. Vuotovesien määrästä ei ole vielä tarkkaa tietoa. Arvioiden mukaan niitä tulee jonkin verran.

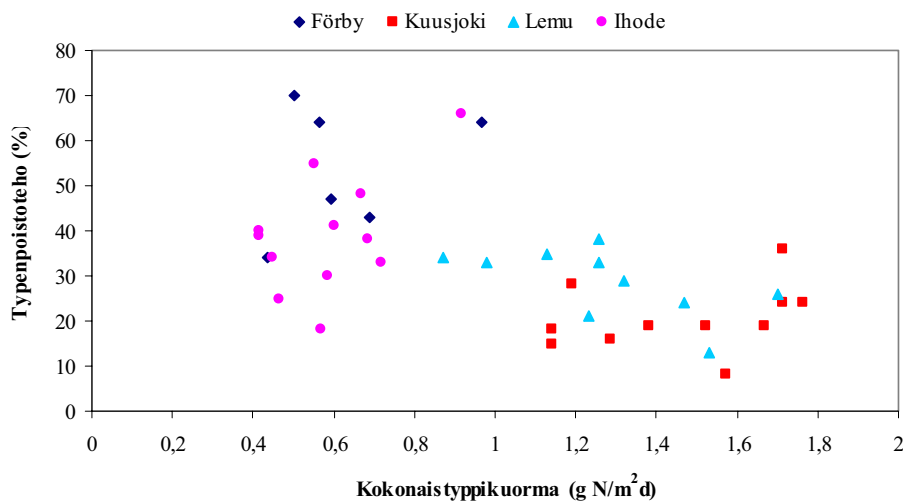
Ihoden puhdistamolla kahden ensimmäisen käyttövuoden aikana bioroottorin alkupään kennostot menivät rikki ja ne poistettiin kokonaan. Bioroottori oli myös alunperin jaettu väliseinällä kahteen osaan, väliseinä kuitenkin hajosi vuonna 2002 ja niin ikään poistettiin. Kennostoa on uusittu kertalleen vuosina 2002 – 2003. Muita ongelmia ovat olleet vaihdelaatikon hajoaminen ja rumpusiivilään liittyvät ongelmat. Bioroottorin kennostot eivät ole tukkeutuneet niin pahasti, että ne olisi tarvinnut pestä lipeällä. On havaittu, että lipeän käytöstä on enemmänkin haittaa tukkiintumiseen. Roottorin pyörimissuuntaa vaihdetaan välillä tukkiintumisen estämiseksi. Vuotovesien määrä on noin 10 – 15 %, keväisin jopa 100 %.

5.2 Tapausesimerkkipuhdistamoiden typenpoisto

Tapausesimerkkipuhdistamoiden typenpoistoa arvioitiin käytettävissä olevien tarkkailutulosten perusteella. Käytännön mittauksiin ja kokeisiin ei ollut mahdollisuuksia tämän tutkimuksen puitteissa. Arviot ovat siten aineiston niukan määrän vuoksi vain viitteellisiä ja koskevat vain kyseisiä puhdistamoita. Esimerkiksi lämpötilan ja pH-arvon vaikutusta typenpoistoon ei pystytä arvioimaan.

Tulevan typpikuormituksen vaikutus

Tapausesimerkkipuhdistamoiden tarkkailutietojen perusteella tehtiin kuvan 5.1 mukainen kaavio, josta nähdään kokonaistypenpoistotehon riippuvuus tulevasta kokonaistypikuormituksesta pinta-alayksikköä kohden vuorokaudessa.

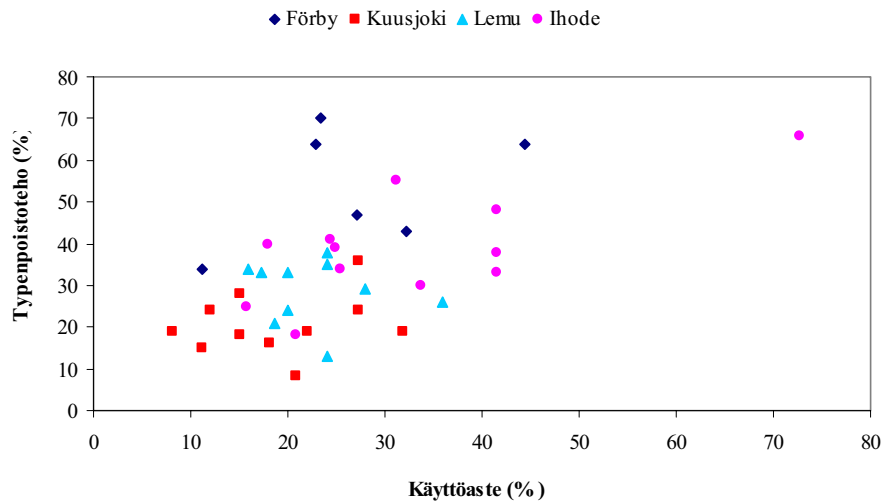


Kuva 5.1. Typpikuormituksen vaikutus kokonaistypenpoistotehoon tapausesimerkkipuhdistamoilla.

Förbyssä ja Ihodessa pinta-alayksikköä kohden tuleva typpikuormitus on odotetusti pienempi kuin Lemussa ja Kuusjoella, koska Förbyn ja Ihoden puhdistamot on mitoitettu nitrifioiviksi. Kuvan perusteella paras typenpoistoteho on keskimäärin Förbyssä ja toiseksi paras Ihodessa. Seuraavana tulee Lemu ja viimeisenä Kuusjoki. Kuusjoella ja Lemussa näyttäisi kuvan perusteella typpikuormitus olevan liian suuri pinta-alayksikköä kohden päivässä, jotta saavutettaisiin yli 40 %:n kokonaistypenpoistoteho. Kuvasta voidaan päätellä, että kokonaistypikuorman tulee olla noin 0,4 – 1,0 g N/m²-d, jos pyritään suoraan yli 40 %:n typenpoistoon. Tulos on samaa suuruusluokkaa Rittmannin ja McCartyn mainitseman suosituksen kanssa (0,2 – 0,6 g N/m²-d).

Puhdistamon mitoituskapasiteetin käyttöasteen vaikutus

Kuvassa 5.2 on esitetty tapausesimerkkipuhdistamoiden mitoituskapasiteetin käyttöasteen vaikutus kokonaistypenpoistotehoon. Käyttöaste on laskettu tarkkailukerroittain laskemalla tulevan BOD₇-kuorman prosenttiosuus mitoitetusta BOD₇-kuormasta. Kuusjoen puhdistamolla on keskimäärin alhaisin käyttöaste ja myös typenpoistoteho. Förbyssä ja Ihodessa puolestaan on keskimäärin korkeimmat käyttöasteet ja suurimmat poistotehot. Vaikka Kuusjoella on alhainen käyttöaste, niin silti puhdistamolle näyttää tulevan liikaa typpeä bioroottorin pinta-alaa kohden.

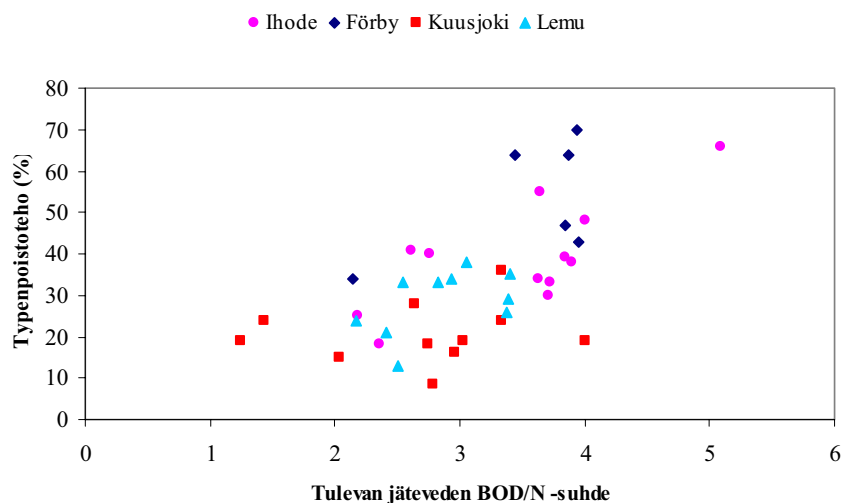


Kuva 5.2. Mitoituskapasiteetin käyttöasteen vaikutus kokonaistytenpoistotehoon.

Typpikuorman suhteen lasketut puhdistamoiden todelliset käyttöasteet ovat: Ihode 42 %, Kuusjoki 60 % ja Förby 33 %. Lemun puhdistamolle ei ole mitoituksessa käytetty typpikuormaa, eikä lukemaa siten saatu.

C/N –suhteen vaikutus

Edellisen kappaleen tuloksia tukee myös tapausesimerkkilaitosten tulevan jäteveden C/N –suhteen vaikutus kokonaistytenpoistotehoon (kuva 5.3). Kuvasta voidaan päätellä, että mitä korkeampi tulevan jäteveden BOD/N –suhde on, sitä suurempaan kokonaistytenpoistotehoon puhdistamolla keskimäärin päästään. Tämä pätee tässä tapauksessa vain C/N –suhteeseen 5 asti, sen jälkeisestä tilanteesta ei käytettävissä olevien tulosten perusteella voida päätellä mitään. Koska tytenpoistoon vaikuttaa useita eri tekijöitä, ei korkea C/N –suhde automaattisesti merkitse korkeaa tytenpoistotehoa. Esimerkiksi C/N –suhteella 4, on tapausesimerkkibioroottorien tytenpoistotehot välillä 19 – 70 %.



Kuva 5.3. C/N –suhteen vaikutus tytenpoistotehoon tapausesimerkkibioroottoreissa.

Verrattaessa lähes samankokoisten Kuusjoen ja Ihoden puhdistamoiden mitoitustietoja havaitaan, että Ihodessa (mitoitettu nitrifioivaksi) bioroottorin orgaaninen kuormitus on noin 6 g BOD₇/m²·d, kun taas Kuusjoella vastaava arvo on noin 16 g BOD₇/m²·d. Ihodessa bioroottorin pinta-ala on noin 6 000 m² ja Kuusjoella vain 2 100 m². Tulevan jäteveden BOD/N –suhde on myös Ihodessa korkeampi kuin Kuusjoella. Förbyssä, joka on uusin tarkasteltavista bioroottoreista ja mitoitettu nitrifioivaksi, bioroottorin mitoitettu orgaaninen kuormitus on myös noin 6 g BOD₇/m²·d.

Tarkkailutulosten perusteella lasketut todelliset bioroottorien orgaaniset kuormitukset ovat seuraavia: Förby 1,65 g BOD₇/m²·d, Ihode 2,2 g BOD₇/m²·d, Kuusjoki 7,0 g BOD₇/m²·d ja Lemu 7,7 g BOD₇/m²·d. Todellisuudessa orgaaniset kuormitukset ovat jonkin verran alhaisempia, koska yllälasketuissa arvoissa ei ole huomioitu esikäsitteilyn vaikutusta.

6

Tulosten tarkastelu

6.1 Toimivuus suhteessa asetuksen (542/2003) vaatimuksiin

Taulukossa 6.1 on arvioitu kaikkien tutkimuksessa mukana olevien puhdistamoiden puhdistustuloksia suhteessa asetuksen (542/2003) vaatimuksiin. BOD₇:n, kokonaisfosforin ja kokonaistypen osalta taulukossa näkyy viranomaisten kullekin puhdistamolle määräämät lupaehdot kunkin ravinteen osalta. Todellista puhdistustulosta on taulukossa 6.1 kuitenkin verrattu asetuksessa (542/2003) annettuihin reduktioprosentteihin (BOD₇ 90 %, kokonaisfosfori 85 % ja kokonaistyyppi 40 %). Arvostelu on suoritettu siten, että on laskettu kuinka monella prosentilla tarkkailukerroista kyseinen puhdistusvaatimus on täyttynyt. Tarkkailukertojen lukumäärät aikavälillä 2000 - 2003 on merkitty sarakkeeseen *n*. Kunkin puhdistamon puhdistustuloksille tehtiin semikvantitatiivinen arvostelu taulukossa 6.1 esitetyn kriteeristön mukaan. Arvostelussa ei otettu huomioon puhdistetun jäteveden pitoisuuksia, vaan ainoastaan reduktioprosentit. Joidenkin puhdistamoiden kohdalla on saattanut käydä siten, että esimerkiksi lähtevän veden pitoisuus olisi vaadituissa rajoissa mutta reduktioprosentti ei tai toisin päin.

Neljä rinnakkaissaostuspuhdistamoa ja seitsemän bioroottoripuhdistamoa saavuttivat BOD₇:n suhteen vähintään 90 %:n puhdistustehon kaikilla tarkkailukerroilla. Kokonaisfosforin poistossa kaikilla tarkkailukerroilla vähintään 85 %:n poistotehoon pääsi 6 bioroottoripuhdistamoa ja 4 rinnakkaissaostuspuhdistamoa. Biosuodatinpuhdistamoiden joukossa ei ollut yhtään sellaista puhdistamoa, joka olisi saavuttanut jokaisella tarkkailukerralla BOD:lle tai fosforille asetetut poistotehovaatimukset. Puhdistamoita koskevissa luvissa asetettujen raja-arvojen saavuttamista edellytetään vuosikeskiarvoina.

Kokonaistypenpoiston kohdalla yksikään puhdistamoista ei saavuttanut yli 90 %:lla tarkkailukerroista vähintään 40 % typenpoistoa. Kahdeksan bioroottoripuhdistamoa ja viisi rinnakkaissaostuspuhdistamoa pääsivät 50 - 89 %:lla tarkkailukerroista vähintään 40 %:seen typenpoistoon. Myös kantoaineprosessilla sekä esisaostuksen ja maasuodattimen yhdistelmällä päästiin tähän. Kahdeksalla puhdistamolla ei päästy yhdelläkään tarkkailukerralla yli 40 %:n typpireduktioon. Yksikään tutkimuksessa mukana olleista puhdistamoista ei ole suunniteltua tyyppiä poistavaksi. Kaikilla puhdistamoilla ei edes pyritä nitrifikaatioon.

Puhdistamoiden toimivuuden paremmuusvertailussa prosenttilukujen avulla on huomioitava, että tarkkailukertojen eri lukumäärä vääristää hieman tuloksia. Esimerkiksi puhdistamo, jossa on 16 tarkkailukertaa ja yhtenä tarkkailukertana ei saavuteta raja-arvoa, saa tuloksissa kuitenkin $15/16 \cdot 100 = 94\%$ eli "neljä tähteä". Vastaavasti puhdistamo, jossa on ollut vain kuusi tarkkailukertaa saa vastaavassa tilanteessa tuloksen $5/6 \cdot 100 = 83\%$ eli "kolme tähteä".

Tarkasteltaessa puhdistamoiden tuloksia liitteen 3 taulukoiden perusteella havaitaan, että kaikista puhdistamoista 33 puhdistamon keskimääräinen BOD_{7ATU}-reduktio ylittää 90 %:n rajan, kokonaisfosforin osalta 85 %:n poistoon pääsee niin ikään 33 puhdistamoa. Kokonaistypen 40 %:n poistotehoon ylittää 13 puhdistamoa.

Taulukossa 6.1 on myös verrattu puhdistamoiden todellista virtaamaa (m^3/d) mitoitusvirtaamaan, sekä todellista asukasvastinelukua (avl) mitoitettuun asukasvastinelukuun. Arvostelu tehtiin taulukossa 6.1 esitetyn kriteeristön mukaan. Osasta puhdistamoita vertailuja ei voitu suorittaa mitoitustietojen puuttuessa. Yhdelläkään puhdistamolla ei todellinen arvo ylittänyt selvästi mitoitusarvoa. Lähellä mitoitusarvoa oltiin virtaaman osalta neljällä puhdistamolla.

6.2 Bioroottorit ja typenpoisto

Typenpoistoon vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa lämpötila, pH-arvo, alkaliteetti, happipitoisuus ja jäteveden ominaisuudet, kuten C/N -suhde.

Tapausesimerkkibioroottorien typenpoistoa oli mahdollista arvioida vain olemassa olevien tarkkailutulosten perusteella. Tulevan jäteveden kokonaistyyppikuormalla bioroottorin pinta-alayksikköä kohden oli selvä vaikutus typenpoistoon. Tulosten perusteella tulisi kokonaistyyppikuorman olla välillä 0,4 – 1,0 g N/m²d pyrittäessä vähintään 40 % typenpoistoon. Tuloksista havaittiin myös, että mitä korkeampi oli puhdistamon mitoituskuormituksen käyttöaste, sitä parempi typenpoisto keskimäärin oli. Puhdistamoiden typenpoistotehot olivat myös keskimäärin sitä korkeampia mitä korkeampi jäteveden C/N -suhde oli. Tapausesimerkkibioroottorilaitosten tarkkailutulosten suurin C/N -suhde oli noin 5, tällä suhteella saavutettiin 66 % typenpoistoteho. On kuitenkin huomioitava, että typenpoistoon vaikuttaa useita eri tekijöitä yhtä aikaa.

Olemassa olevien tulosten perusteella on vaikea arvioida esimerkiksi talven vaikutusta nitrifikaatioon ja typenpoistoon. Saattaa olla, että ei yhtään tai vain yksi tarkkailukerta osuu kylmimpään aikaan.

Lähes kaikilla tutkimuksessa mukana olleilla puhdistamoilla, joissa oli käytössä Biotekin bioroottori, oli ongelmana heikko kennostomateriaali. Kennostot kuluivat epätasaisesti ja lohkeilevat kappaleet aiheuttivat tukoksia.

Mittausten suorittaminen vaihtelee puhdistamoittain. Osalla puhdistamoita puhdistamonhoitaja suorittaa mittauksia säännöllisesti, kun taas joillakin puhdistamoilla mittauksia tehdään "silloin tällöin kun ehtii tai muistaa".

Taulukko 6.1. Tulostentarkastelutaulukko v. 2000-2003.

o mitoitus ylittyy
oo lähellä mitoitusta
ooo selvästi alle mitoituksen

* raja-arvoja ei saavutettu kertaakaan
** raja-arvot saavutettiin 1 - 49 %
*** raja-arvot saavutettiin 50 - 89 %
**** raja-arvot saavutettiin 90 - 99 %
***** raja-arvot saavutettiin 100 %

Puhdistamo	Merkki	Virt.	AVL	BOD ₅ T _{ATU}		kok.P		kok.N		n ²⁾	Huomioita
				raja-arvot	todell. tilanne ¹⁾	raja-arvo	todell. tilanne ¹⁾	raja-arvo	todell. tilanne ¹⁾		
				mg/l / %		mg/l / %		%			
Biorootoripuhdistamot											
Förbyn jvp, Särkisalo	Klargester	ooo	ooo	15 / 90	*****	0,8 / 90	*****	-	***	6	d)
Gyltön linnakkeen jvp, Korppoo	Klargester	ooo	ooo	15 / 85	*****	-	***	-	***	8	
Heinänokan leirikesk. jvp, Turku	Biotek	ooo	ooo	20 / 90	*****	1 / 90	*****	-	***	16	leirikeskus
Ihoden taajaman jvp, Pyhärinta	Biotek	ooo	ooo	25 / 85	****	1,5 / 85	****	-	**	12	b)
Ilolan vanhainkodin jvp, Kiikoinen	Klargester	oo	ooo	25 / 85	***	1,5 / 85	***	-	**	8	
Korppoon kunnan jvp	Biotek	ooo	ooo	20 / 85	***	1,5 / 85	**	-	*	7	b)
Kunsteniemien leirik., Rymättylä	Biotek	ooo	ooo	25 / 85	*****	1,5 / 85	*****	-	***	16	leirikeskus
Kustavin lomakeskus	Jansson			17,5 / -	***	1,5 / -	****	-	**	16	käyt. kesä-elo
Kuusjoen kunnan jvp	Biotek	ooo	ooo	20 / 90	***	1 / 90	***	-	*	12	b)
Lemun kunnan jvp	Klargester	ooo	ooo	20 / 85	*****	1,5 / 85	****	-	**	12	b)
Mathildedalin jvp, Perniö	Biotek	ooo	ooo	17,5 / 90	***	1,5 / 85	****	-	**	12	
Näsbyn jvp, Houtskari	Biotek	ooo	ooo	20 / 90	*****	1 / 90	*****	-	*	6	b)
Oinasjärven jvp, Somero	Klargester	oo	ooo	20 / 90	***	1 / 90	***	-	***	8	
Reilan jvp, Pyhärinta	Klargester	ooo	ooo	25 / 85	*****	1,5 / 85	*****	-	***	6	b)
Teoll. Voima Oy, Olkiluoto	Klargester	ooo	ooo	20 / 85	****	1 / 85	*****	-	***	16	
Utön linnakkeen jvp, Korppoo	Biotek	ooo	ooo	25 / 85	***	1,5 / 85	***	-	***	6	c)
Rinnakkaissaostuslaitokset											
Eurostrada Oy:n jvp, Suomensjärvi	Oxigest			30 / 90	*****	1,5 / 90	*****	-	*	16	
Harjattula, Turku	Metoxy	ooo	ooo	25 / 85	***	1,5 / 85	***	-	**	8	
Kitulän taajaman jvp, Suomensjärvi	Metoxy	oo	ooo	20 / 85	**	1 / 80	***	-	*	12	b)
Kodisjoen kunnan jvp	Metoxy	ooo	ooo	25 / 85	***	1,5 / 85	*****	-	*	6	b)
Kärkullan kesk.lait. jvp, Parainen	Metoxy	ooo		20 / -	*****	1,5 / -	***	-	**	16	
Käyrän työsiirtolan jvp, Aura	Vapor Biox		ooo	20 / 85	***	1 / 85	***	-	**	12	
Loimaan Ammatti-instituutin jvp	-	ooo		17,5 / -	***	1,5 / -	***	-	***	8	
Lokalahden jvp, Uusikaupunki	Ilko	ooo	ooo	20 / 90	****	1 / 90	****	-	**	12	b)
Novida, Vehmaa	-			17,5 / -	***	1,5 / -	***	-	**	12	
Perniön vast.otokesk. jvp	Metoxy	ooo			****		***	-	***	8	
Piikkiön Puutarh.tutk.lait. jvp	-	ooo			***		***	-	**	8	
Satakunnan vankila, Huittinen	-	ooo		20 / 85	***	1,5 / 85	*****	-	**	16	
Satakunnan vankila, Köyliö	-	ooo		17,5 / -	****	1,5 / -	***	-	***	16	
Teijon taajaman jvp, Perniö	-	oo	ooo	17,5 / -	**	1,5 / -	***	-	**	9	b)
Toivonlinnan jvp, Piikkiö	-			17,5 / 85	*****	1,5 / -	***	-	***	8	
Vaskion jvp, Halikko	-	ooo		25 / 85	*****	1,5 / 85	****	-	**	8	
Venesjärven jvp, Kankaanpää	-	ooo	ooo	17,5 / 85	***	1,5 / 80	*****	-	**	12	b)
V-S Maaseutuoppilait.jvp, Paimio	-	ooo	ooo	15 / 85	***	1 / 90	***	-	***	8	
Biosuodattimet											
Aijanlinna/Aijantorni, Kisko	Green Rock	ooo		25 / 85	**	1,5 / 85	***	-	*	7	
Airiston matkailukeskus, Parainen	Bioclere	ooo	ooo	20 / 90	***	1 / 90	***	-	**	14	c)
Paimion srk, Rantalan leirikeskus	Green Rock	ooo		25 / -	**	1,5 / -	***	-	*	8	leirikeskus
Muut											
Kustavin kunnan Kärtyn jvp	-	ooo	ooo	20 / 90	***	1 / 90	***	-	**	12	b)
Lehmirannan lomakeskus, Perniö	-	ooo	ooo	30 / -	*****	1,5 / -	*****	-	**	16	
Saaristomeren tutk.laitos, Seili	-	ooo		17,5 / 85	***	1,5 / 85	*****	-	***	8	
Velkuan kunnan jvp	-	ooo	ooo	25 / 85	*****	1,5 / 85	*****	-	***	6	b)

Haja-asutuksen talousjätevesiasetus (542/2003):

BHK₅ 90%

kokP 85 %

kokN 40 %

¹⁾ arvostelu asetuksen (542/2003) vaatimuksiin nähden

²⁾ tarkkailukertojen lukumäärä aikajaksolla

poikkeavat aikajaksot

a) 2000 - 2001

b) 2000 - 2002

c) 2001 - 2003

d) 06/2002 - 2003

Johtopäätökset ja suositukset

Tämän tutkimuksen perusteella eri puhdistamotyyppien puhdistustehoissa ei ollut suuria eroavuuksia. Puhdistamoiden BOD_{7ATU} -puhdistustehot olivat välillä 92 – 98 %, kokonaisfosforin välillä 88 – 99 % ja kokonaistypen välillä 29 – 50 %. Bio-roottoripuhdistamoiden typenpoistoteho oli hieman rinnakkaissaostuspuhdistamoiden tehoa korkeampi. Yksikään tutkimuksessa mukana ollut puhdistamo ei ole suunniteltu tyyppiä poistavaksi. Osa oli suunniteltu nitrifioivaksi.

Kaikilla tutkimuksessa mukana olleilla puhdistamoilla on mahdollisuudet saavuttaa BOD:lle ja kokonaisfosforille asetetut puhdistusvaatimukset. Muutama puhdistamo saavuttaa typenpoiston vaatimukset, mutta useilla puhdistamoilla on tarkemmin selvitettävä toimia ja ratkaisuja, joilla voitaisiin Valtioneuvoston asetuksessa (542/2003) mainittu 40 % kokonaistypen poistoteho saavuttaa. Puhdistamoiden hoitoon on kiinnitettävä huomiota ja muun muassa vuotovesien määrää vähennettävä. Riittävän seurannan järjestäminen on tärkeä asia pienpuhdistamoiden toiminnalle. Riittävän kattavien velvoitetarkkailujen olemassaolo kannustaa puhdistamoiden hoitoon ja ylläpitoon.

Koska nitrifikaatio laskee sekä pH-arvoa että alkaliteettia, olisi etenkin nitrifikaation kannalta hyvä mitata useammin kyseisiä arvoja ja tehdä mahdolliset korjaukset. Bio-roottorin pesun jälkeen puhdistamolle olisi hyvä tuoda siemenlietettä toisesta puhdistamosta, jotta puhdistusprosessin käynnistys nopeutuisi.

Tarkastelun perusteella näyttää siltä, että joillakin bio-roottoripuhdistamoilla Valtioneuvoston asetuksessa (542/2003) mainittu 40 % typenpoistovaatimus on saavutettavissa. Joillakin bio-roottoripuhdistamoilla olisi tarpeen tehdä muutoksia typenpoiston parantamiseksi. Kirjallisuuden perusteella bio-roottorin typenpoistoa voidaan parantaa muun muassa kierrättämällä jätevetä prosessissa, vaihtamalla virtaussuuntaa ja säättämällä roottorin pyörimisnopeutta. Voidaan myös ottaa käyttöön erillinen vaihe typenpoistoon.

Tutkimuksen tulosten perusteella rinnakkaissaostuspuhdistamoiden keskimääräiset käyttökustannukset ovat $0,63 \text{ €/m}^3$ ja bio-roottoripuhdistamoiden $0,81 \text{ €/m}^3$. Henkilöstökulut muodostavat suurimman osuuden käyttökustannuksista, noin 30 %. Bio-roottoripuhdistamoilla sähköenergiaa kuluu (lämmitys mukaan lukien) noin $1,5 \text{ kWh/m}^3$ ja rinnakkaissaostuspuhdistamoilla noin $1,6 \text{ kWh/m}^3$.

Jotta puhdistamoiden ja etenkin bio-roottoreiden typenpoistosta saisi paremman käsityksen, voisi joidenkin puhdistamoiden typenpoistoa tarkastella tarkemmin erilaisissa olosuhteissa. Kirjallisuudesta poimittuja ohjeistoja ei voi soveltaa käytäntöön ilman tarkempia tutkimuksia. Bio-roottorin toiminta riippuu monista eri tekijöistä. Suorituskykyjä ei voi suoraan verrata toimittaessa erilaisissa olosuhteissa erilaisilla jätevesillä.

Tiivistelmä

Pienpuhdistamoiden toimivuutta ja typenpoistoa käsittelevässä tutkimuksessa oli mukana 41 puhdistamaa, joiden mitoitetut asukasvastineluvut olivat välillä 50 – 1 000. Todelliset asukasvastineluvut olivat välillä 14 – 496. Puhdistamoista 18 kpl oli rinnakkaissaostusperiaatteella toimivia aktiivilietelaitoksia, bioroottorilaitoksia oli 16 kpl ja biosuodattimia 3 kpl. Lisäksi oli yksi maasuodatin, yksi kantoaineprosessi sekä kaksi yhdistelmäprosessia.

Puhdistamoiden puhdistustehoja selvitettiin BOD_{7ATU} :n, kokonaisfosforin, kokonaistypen ja nitrifikaatioasteen osalta. Puhdistamotyypeittäin tarkasteltuna puhdistustehoissa ei ollut suuria eroja. Rinnakkaissaostusperiaatteella toimivien puhdistamoiden puhdistustehot olivat keskimäärin BOD_{7ATU} 94 %, kokonaisfosfori 89 %, kokonaistyyppi 30 % ja nitrifikaatioaste 68 %. Bioroottoreiden vastaavat tehot olivat 95 %, 93 %, 33 % ja 49 %, biosuodattimien 95 %, 91 %, 40 % ja 71 %. Vain neljä rinnakkaissaostuspuhdistamaa ja seitsemän bioroottoripuhdistamaa pääsi Valtioneuvoston asetuksessa (542/2003) mainittuun yli 40 %:n kokonaistypenpoistotehoon.

Rinnakkaissaostuspuhdistamoiden käyttökustannuksiksi saatiin 0,63 €/m³ ja bioroottoripuhdistamoiden 0,81 €/m³. Otos oli kuitenkin pieni. Henkilöstömenojen osuus käyttökustannuksista oli suurin, noin 30 %. Bioroottoripuhdistamoilla sähköenergiaa kului vuonna 2003 noin 1,5 kWh/m³ ja rinnakkaissaostuspuhdistamoilla noin 1,6 kWh/m³. Nämä lukuarvot sisältävät myös lämmitykseen käytettävän energian.

Tutkimuksen perusteella näyttää siltä, että tarkastelluilla puhdistamoilla on mahdollista saavuttaa BOD:lle ja kokonaisfosforille asetetut puhdistusvaatimukset. Puhdistamoiden hoitoon on kuitenkin kiinnitettävä erityistä huomiota. Typenpoiston parantamiseksi useimmilla puhdistamoilla on tarpeen tehdä joitakin muutoksia ja lisätoimia, jotta Valtioneuvoston asetuksessa (542/2003) mainitut kokonaistypenpoistovaatimukset voitaisiin saavuttaa.

Lähdeluettelo

- Antonie, R. L. 1978. Fixed biological surfaces – wastewater treatment. USA, CRC press. 200 s.
- Arvin, E. ja Kristensen, G. H. 1982. Effect of denitrification on the pH in biofilms. *Water Science and Technology*. Vol. 14, no. 8, p. 833 – 848.
- Arvin, E. ja Harremoës, P. 1990. Concepts and models for biofilm reactor performance. *Water Science and Technology*. Vol. 22, no. 1/2, p. 171 – 192.
- Bioroottorien energiatalous Lieksan jätevedenpuhdistamolla, loppuraportti. 1986. Kauppa- ja teollisuusministeriö, Energiaosasto. 49 s.
- Boller, M., Gujer, W. ja Nyhuis, G. 1990. Tertiary rotating biological contactors for nitrification. *Water Science and Technology*. Vol. 22, no. 1/2, p. 89 – 100.
- Boller, M., Gujer, W., Tschui, M. 1994. Parameters affecting nitrifying biofilm reactors. *Water Science and Technology*. Vol. 29, no. 10 – 11, p. 1 – 11.
- Boller, M. 1997. Small wastewater treatment plants – a challenge to wastewater engineers. *Water Science and Technology*. Vol. 35, no. 6, p. 1 – 12.
- Boongorsrang, A., Suga, K., Maeda, Y. 1982. Nitrification of Wastewaters Containing Organic Carbon and Inorganic Nitrogen by Rotating Disc Contactor. *J. Ferment. Technol.* Vol. 60, no. 4, p. 357 – 362.
- Chiu, Y.-C. ja Chung, M.-S. 2003. Determination of optimal COD/nitrate ratio for biological denitrification. *International Biodeterioration & Biodegradation*. Vol. 51, p. 43 – 49.
- Crabtree, H. E. ja Rowell, M. R. 1993. Standardisation of small wastewater treatment plants for rapid design and implementation. *Water Science and Technology*. Vol. 28, no. 10, p. 17 – 24.
- EPA. 1984. Design information on rotating biological contactors. USA. 175 s.
- Evans, F. L. 1985. Consideration of first-stage organic overloading in rotating biological contactor design. EPA Design Information Report. *Journal Water Pollution Control Federation*. Vol. 57, no. 11, p. 1094 – 1098.
- Fastenau, F. A., van der Graaf, J. H. J. M., Martijnse, G. 1990. Comparison of various systems for on-site wastewater treatment. *Water Science and Technology*. Vol. 22, no. 3/4, p. 41 – 48.
- Friedman, A. A., Robbins, L. E., Woods, R. C. 1979. Effect of disk rotational speed on biological contactor efficiency. *Journal of Water Pollution Control Federation*. Vol. 51, no. 11, p. 2678 – 2690.
- Geenens, D. ja Thoeye, C. 2000. Cost-efficiency and performance of individual and small-scale treatment plants. *Water Science and Technology*. Vol. 41, no. 1, p. 21 – 28.
- Grady, C. P. L. Jr., Daigger, G. T., Lim, H. C. 1999. *Biological wastewater treatment*. 2nd ed. Marcel Dekker, Inc. New York. 1076 s.
- Gray, N. F. 1999. *Water technology: An introduction for environmental scientists and engineers*. Arnold, London. 548 s.
- Greaves, F. E., Thorp, B., Critchley, R. F. 1990. Operational Performance of package sewage treatment plants in North West England. *Water Science and Technology*. Vol. 22, no. 3/4, p. 25 -32.
- Griffin, P. ja Findlay, G. E. 2000. Process and engineering improvements to rotating biological contactor design. *Water Science and Technology*. Vol. 41, no. 1, p. 137 – 144.
- Gross, C., Gilbert, W. ja Wheeler, J. 1984. RBCs reach maturity. Special report: rotating biological contactors. *Water Engineering & Management*. Vol. 131, no. 6, s. 28 – 37.
- Gujer, W. ja Boller, M. 1986. Design of a nitrifying tertiary trickling filter based on theoretical concepts. *Water Research*. Vol. 20, no. 11, p. 1353 – 1362.
- Gupta, A. B. ja Gupta, S. K. 1999. Simultaneous carbon and nitrogen removal in a mixed culture aerobic RBC biofilm. *Water Research*. Vol. 33, no. 2, p. 555 – 561.
- Gönenç, E. ja Harremoës, P. 1985. Nitrification in rotating disc systems – I. Criteria for transition from oxygen to ammonia rate limitation. *Water Research*. Vol. 19, no. 9, p. 1119 – 1127.
- Gönenç, E. ja Harremoës, P. 1990. Nitrification in rotating disc systems – II. Criteria for simultaneous mineralization and nitrification. *Water Research*. Vol. 24, no. 4, s. 499–505.

- Hanaki, K., Hong, Z. ja Matsuo, T. 1992. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. *Water Science and Technology*. Vol. 26, no. 5 – 6, p. 1027 – 1036.
- Helmer, C. ja Kunst, S. 1998. Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system. *Water Science and Technology*. Vol. 37, no. 4-5, p. 183 – 187.
- Hem, L. J., Rusten, B., Ødegaard, H. 1993. Nitrification in a moving bed biofilm reactor. In: Ødegaard, H. (edit.). *Nitrifying and denitrifying biofilms for wastewater treatment*. Nordic Council of Ministers. p. 63 – 80.
- Hem, L.J., Nedland, K.T., Weideborg, M. 1995. *Small Wastewater Treatment Plants*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 57 s.
- Henze, M. 1989. Carbon sources for denitrification of wastewater. Seminar on nutrients removal from municipal waste water. Tampere 4 – 6 September 1989. Nordic Council of ministers. The Nordic Water Group. S. 214 – 236.
- Henze, M. 1991. Capabilities of biological nitrogen removal processes from wastewater. *Water Science and Technology*. Vol. 23, no. 2 (Kyoto), p. 669 – 679.
- Henze, M., Dupont, R., Grau, P., De la Sota, A. 1993. Rising sludge in secondary settlers due to denitrification. *Water Research*. Vol. 27, no. 2, s. 231 – 236.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. la Cour, Arvin, E. 2002. *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. 3.painos. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Germany. 430 s.
- Hiras, D. N., Manariotis, I. D., Grigoropoulos, S. G. 2004. Organic and nitrogen removal on a two-stage rotating biological contactor treating municipal wastewater. *Bioresource Technology*. Vol. 93, no. 1, p. 91 -98.
- JSIM (Japan Society of Industrial Machinery Manufacturers). 2001. Database on Japanese Advanced Environmental Equipment [Verkkodokumentti]. Saatavissa: http://nett21.gec.jp/JSIM_DATA/index.html#WATER (5.6.2004).
- Kaloinen, J. 2003. Uusi asetus haja-asutusalueiden jätevesien käsittelyyn. *Vesitalous*. 6/2003, s. 30 – 33.
- Kangas, A., Rantanen, P., Sikow, M., Valve, M. 1993. Typenpoisto yhdyskuntien jätevesistä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 479. Helsinki. 65 s.
- Keller, J. ja Zeng, R. J. 2004. Biological nitrogen and phosphorus removal – processes of amazing diversity and complexity. European Symposium on Environmental Biotechnology, ESEB 2004. Taylor & Francis Group plc, London, UK. s. 9 – 13.
- Kiuru, H. 1991. Typenpoisto suurella biomassakonsentraatiolla toimivassa aktiivilietelaitoksessa. *Vesitalous*. Nro 1, s. 9 – 11.
- Klees, R. ja Silverstein, J. 1992. Improved Biological Nitrification Using Recirculation in Rotating Biological Contactors. *Water Science and Technology*. Vol. 26, no. 3-4, p. 545 –553.
- Lapinlampi, T., Raassina, S. 2002. Vesihuoltolaitokset 1998 – 2000, Viemärilaitokset. Suomen ympäristö 542. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 278 s. Saatavana: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=55603&lan=FI> (13.7.2004)
- Lounais-Suomen ympäristöohjelma 2005. 2000. Alueelliset ympäristöjulkaisut 140, Lounais-Suomen ympäristökeskus. Saatavana: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=81788&lan=FI> (13.7.2004)
- Masuda, S., Watanabe, Y., Ishiguro, M. 1991. Biofilm properties and simultaneous nitrification in aerobic rotating biological contactors. *Water Science and Technology*. Vol. 23, no. 7/9, p. 1355 – 1363.
- Metcalf ja Eddy, Inc. 2003. *Wastewater engineering. Treatment, disposal and reuse*. McGraw-Hill Book Company. New York, N.Y. 1819 s.
- Mämmelä A. 2004. Vastaanotettu sähköpostina 22.6.2004.
- Neu, K. E. 1992. Achievement of biological nutrient removal in a full-scale rotating biological contactor wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*. Vol. 26, no. 9-11, p. 2217 – 2220.
- Neu, K. E. 1994. Upgrading of rotating biological contactor (RBC) systems to achieve higher effluent quality, including biological nutrient enrichment and reduction techniques. *Water Science and Technology*. Vol. 29, no. 12, p. 197 – 206.
- Niemelä, A. 1993. Typen poiston teoria: biomassaa tarvitaan. Biologinen ravinteiden poisto. *Vesipäivät 1993*. s. 17 – 22.
- Nordeidet, B., Rusten, B. ja Ødegaard, H. 1994. Phosphorus requirements for tertiary nitrification in a biofilm. *Water Science and Technology*. Vol. 29, no. 10 – 11, p. 77 – 82.

- Nowak, O. 2000. Upgrading of wastewater treatment plants equipped with rotating biological contactors to nitrification and P removal. *Water Science and Technology*. Vol. 41, no. 1, p. 145 – 153.
- Nyhuis, G. 1990. Enlargement of sewage treatment plants for nitrification by use of subsequent rotating biological contactors. *Water Science and Technology*. Vol. 22, no. 3/4, p. 161 – 168.
- Olesen, N. S. 1990. Nutrient removal in small wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*. Vol. 22, no. 3/4, p. 211 – 216.
- Pano, A. ja Middlebrooks, E. J. 1983. Kinetics of carbon and ammonia nitrogen removal. *Journal Water Pollution Control Federation*. Vol. 55, no. 7, p. 956 – 965.
- Rantanen, P., Aurola, A.-M., Hakkila, K., Hernesmaa, A., Jørgensen, K., Laukkanen, R., Melasniemi, H., Meriluoto, J., Nikander, S., Pelkonen, M., Renko, E., Valve, M., Pauli, A. 1999. Biologisen fosforin- ja typenpoiston tehokkuus, prosessiohjaus ja mikrobiologia. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 153 s.
- Reinikainen, A. 1988. Bioroottorit ja biosuodin asumisjäteveden käsittelyssä. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 29. Helsinki. 203 sivua.
- Rittmann, B. E. ja McCarty, P. L. 2001. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. McGraw-Hill. 754 s.
- Rontu, M. ja Santala, E. 1995. Haja-asutuksen vesien käsittely. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* nro 584, Helsinki. 94 s.
- Rowland, I. ja Strongman, R. 2000. Southern Water faces the small works challenge. *Water Science and Technology*. Vol. 41, no. 1, p. 33 – 39.
- Rusten, B. ja Lorentsen, A. 1992. Pilot-forsøk med nitrogenfjerning ved Nordre Follo kloakkverk. II. Post-denitrifikasjon med dykket biologisk filter. FAN-R 6/92, SFT, Oslo. Viitattu: Æsøy et al., 1993.
- Saarinen, R. 1993. Nitrifikaatio. Biologinen ravinteiden poisto. *Vesipäivä 1993*. Vesiyhdistys r.y. Helsinki. s. 9 – 15.
- Saikaly, P. ja Ayoub, G. M. 2003. Ammonia nitrogen removal in step-feed rotating biological contactors. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 150, p. 177 – 191.
- Siegrist, H. ja Gujer, W. 1987. Demonstration of mass transfer and pH effects in a nitrifying biofilm. *Water Research*. Vol. 21, no. 12, p. 1481 – 1487.
- Siegrist, H., Reithaar, S., Koch, G., Lais, P. 1998. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium rich leachate without organic carbon. *Water Science and Technology*. Vol. 38, no. 8-9, p. 241 – 248.
- Silfverberg, P. 1985. Maaperän hyväksikäyttö jätevesien käsittelyssä. *Jäteveden puhdistuksen uudet menetelmät ja laitteet*. Julkaisu 268 - 85. Insinööritieto Oy. Helsinki. Luku VIII, s. 1 -33.
- Silfverberg, P. ja Ojanen, H. 1985. *Jäteveden pienpuhdistamot, käymäläjärjestelmät ja kompostorit*. Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston julkaisu A:32, Helsinki. 132 s.
- Storhaug, R. 1990. Performance stability of small biological chemical treatment plants. *Water Science and Technology*. Vol. 22, no. 3/4, s. 275 – 282.
- Surampalli, R. Y. ja Baumann E. R. 1995. Sludge production in rotating biological contactors with supplemental aeration and an enlarged first stage. *Bioresource Technology*. Vol. 54, p. 297 – 304.
- Surampalli, R. Y. ja Baumann E. R. 1997. Role of supplemental aeration in improving overloaded first-stage RBC performance. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 98, p. 1–15.
- Surmacz-Górska, J., Cichon, A. ja Miksch, K. 1997. Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification. *Water Science and Technology*. Vol. 36, no. 10, p. 73 – 78.
- Szwerinski, H., Arvin, E., Harremoës, P. 1986. pH-decrease in nitrifying biofilms. *Water Research*. Vol. 20, no. 8, p. 971 – 976.
- Teixeira, P. ja Oliveira, R. 2001. Denitrification in a closed rotating biological contactor: effect of disk submergence. *Process Biochemistry*. Vol 37, p. 345 – 349.
- Valtioneuvoston asetus (542/2003) talousjätevesien käsittelystä vesihuoltolaitosten viemärikerkkojen ulkopuolisilla alueilla. Saatavissa: <http://www.finlex.fi> (28.4.2004)
- Valtioneuvoston päätös nro (365/1994). Saatavissa: <http://www.finlex.fi> (28.4.2004)
- Valve, M. 1985. Typenpoiston kemia. *Jätevesikemia III*. Julkaisu 179-85. Insinööritieto. Helsinki. Luku V, 18 s.

- Valve, M. 1991. Alkalointikemikaalit nitrifikaatiossa. *Vesitalous*. Nro 1, s. 4 – 8.
- Van der Graaf, J. H. J. M., Fastenau, F. A., van Bergen, A. H. M. 1988. Practical performance of various systems for small-scale waste water treatment during a two-year field test. *Water Science and Technology*. Vol. 21, no. 4/5, p. 1 – 12.
- Vesihuoltolaki (119/ 2001). Saatavissa: <http://www.finlex.fi> (28.4.2004)
- Viitasaari, M., Peltokangas, J., Heinänen, J. 1994. Vesihuoltotekniikan yksikköoperaatiot ja yksikköprosessit, Osa II: Jäteveden käsittely. Julkaisu A48. Tampereen teknillinen korkeakoulu, Vesi- ja ympäristötekniikan laitos. 150 s.
- Von Münch, E., Lant, P ja Keller, J. 1996. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research*. Vol. 30, no. 2, p. 277 – 284.
- Wang, K., Wang, M.-H. ja Poon, C. P. C. 1984. Rotating biological contactors. *Effluent and Water Treatment Journal*. Vol. 24, no. 3, s. 93 – 97.
- Watanabe, Y., Masuda, S., Ishiguro, M. 1992. Simultaneous nitrification and denitrification in micro-aerobic biofilms. *Water Science and Technology*. Vol. 26, no. 3-4, p. 511 – 522.
- Watanabe, Y., Bang, D. Y., Itoh, K., Matsui, K. 1994. Nitrogen removal from wastewaters by bio-reactor with partially and fully submerged rotating biofilms. *Water Science and Technology*. Vol. 29, no. 10 – 11, p. 431 – 438.
- Ympäristöministeriö 1998: Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005. Suomen ympäristö 226. Helsinki. 82s. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=5197> (13.7.2004)
- Ympäristöministeriö 2000: Vesien suojelun toimenpideohjelma vuoteen 2005. - Suomen ympäristö 402. 98 s. Helsinki.
- Yoo, H., Ahn, K.-H., Lee, H.-J., Lee, K.-H., Kwak, Y.-J., Song, K.-G. 1999. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor. *Water Research*. Vol. 33, no. 1, p. 145 – 154.
- Æsøy, A., Ødegaard, H. ja Rusten B. 1993. Nitrogen removal in biofilm processes – an overview. In: Ødegaard, H. (edit.) *Nitrifying and denitrifying biofilms for wastewater treatment*. Nordic Council of Ministers. p. 9 – 32.
- Ødegaard, H. 1987. Små kloakkrenseanlegg. NTNF's program for VAR-teknikk, Trondheim. Brukkerraport 8/87. Norge. Viitattu: Hem et al., 1995.
- Ødegaard, H. 1993. An introduction to the Nordic biotechnology project "Milbiotek": Nitrifying and denitrifying biofilms for wastewater treatment. In: Ødegaard, H. (edit.) *Nitrifying and denitrifying biofilms for wastewater treatment*. Nordic Council of Ministers. p. 1 – 8.
- Ødegaard, H. ja Skrøvseth, A. F. 1997. An evaluation of performance and process stability of different processes for small wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*. Vol. 35, no. 6, p. 119 – 127.
- Ødegaard, H. ja Storhaug, R. 1990. Small wastewater treatment plants in Norway. *Water Science and Technology*. Vol. 22, no. 3/4, p. 33 – 40.

KYSELYLOMAKE PUHDISTAMOIDEN KUSTANNUKSISTA**PUHDISTAMON NIMI:** _____

Osoite: _____

Puhdistamotyyppi: _____

Käyttöönottovuosi: _____

Puhdistamon merkki / valmistaja: _____

Puhdistamon investointikustannukset _____ mk tai euroa**Investointivuosi** _____**Rakennuksen lämmitysenergia**

<input type="checkbox"/>	sähkö	
<input type="checkbox"/>	öljy	
<input type="checkbox"/>	muu, mikä ?	_____

KÄYTTÖKUSTANNUKSET vuonna **2003**

Sähkön kokonaiskulutus _____ kWh/vuosi _____ euroa/vuosi

josta	_____ % moottorit, pumput, laitteet	} ARVIO, jos ei tarkkaa tietoa
	_____ % tilojen lämmitys, valaistus, ilmastointi	
	_____ % muu käyttö	

Lämmitysöljyn käyttö _____ litraa / vuosi _____ euroa / vuosi

Vesijohtovesi _____ m³/vuosi _____ euroa / vuosi

Huoltokustannukset _____ euroa / vuosi

(sis. kunnossapito ja ei-investoinneiksi katsottavat hankinnat)

Kemikaalikustannukset _____ euroa / vuosi

Kuljetuskustannukset _____ euroa / vuosi

Tarkkailukustannukset _____ euroa / vuosi

tarkkailukertojen lukumäärä vuodessa _____

Henkilöstökustannukset (bruttopalkkoina) _____ euroa / vuosi

hoidon työmäärä _____ tuntia / viikko

Muut kustannukset, _____ euroa / vuosi

mitä _____

*Onko vuonna 2003 tehty uusintainvestointeja? _____

Jos ON, niin mikä on niiden suuruus ja sisältyvätkö ne yllämainittuihin käyttökustannuksiin?

KYSELYKOMAKE BIOROOTTORILAITOKSILLE

PUHDISTAMON NIMI: _____

Osoite: _____

Puhdistamonhoitajan nimi ja yhteystiedot: _____

Tyyppi: _____

Käyttöönottovuosi: _____

Käyttöaika vuodessa: _____

Bioroottorin merkki / toimittaja _____

Jäteveden alkuperä: _____

Mitoitusarvot (siltä osin kun tiedossa):

Jätevesimäärä vuodessa	_____	m ³ /a	
Keskivirtaama Q_d	_____	m ³ /d	
Maksimivirtaama Q_{max}	_____	m ³ /d	
Tuntivirtaama q_{ka}	_____	m ³ /h	
Maksimituntivirtaama q_{max}	_____	m ³ /h	
BHK ₇ -kuorma	_____	kg/d	_____ mg/l
Fosfori-kuorma	_____	kg/d	_____ mg/l
Typpi-kuorma	_____	kg/d	_____ mg/l
Kiintoaine	_____	kg/d	
Asukasvastineluku (avl)	_____	asukasta	

Altaiden ja roottorin rakennemateriaalit: _____

Roottorilevyjen halkaisija: _____ metriä

Levyjen lukumäärä: _____

Levyjen kokonaispinta-ala: _____ m²

Levyjen etäisyys toisistaan: _____ mm

Levyjen rakenne tai profilointi _____

Onko roottori jaettu vaiheisiin? _____

vaiheiden lukumäärä _____

vaiheiden koot _____

Roottorin pituus: _____ m

Pyörimissuunta (virtauksen suuntaan vai vastaan) _____

Pyörimisnopeus: _____ r/min

Ominaispinta-ala: _____ m²/m³

Bioroottorin orgaaninen kuormitus: _____ g BHK₇/m²/d

Bioroottorin hydraulinen kuormitus _____ m/h

Viipymä bioroottorilla: _____ h

Roottorin upotussyvyys: _____ %

Onko roottori katettu? Lämpöeristetty? _____

Onko puhdistamorakennuksessa lämmitystä?

Missä vaiheessa fosfori saostetaan?

Käytetyt kemikaalit ja annostus:

Onko laitosta suunniteltu nitrifioivaksi?

Alkaloinnin tarve ja toteutus:

Kierrätetäänkö jätevettä (tai lietettä), mistä mihin ja paljonko ?

Mitä muodostuvalle lietteelle tehdään?

Tuodaanko laitokselle muualta lietteitä?

Onko virtaaman tasausta käytössä?

Onko vuotovesien määrästä tietoa?

Mitä huoltotoimenpiteisiin kuuluu ja koska tehdään ?

Mitä arvoja mitataan, kuinka usein, mittauskohdat ?

Onko biofilmin koostumusta tutkittu? _____

Onko prosessiin tehty muutoksia? Mitä ja koska?

Onko käytössä ollut ongelmia? Mitä ja milloin?

Mekaanisia ongelmia?

Energian kulutus vuosina 2000 - 2003

Prosessikaavio (vapaasti piirtäen alle/kääntöpuolelle tai sanallinen selvitys prosessin kulusta)

Kiitos!

Bioroottorilaitosten puhdistustuloksia 2000 - 2003

Laitoksen nimi	Merkki	AVL		Jätevesimäärä		BOD ₅ ATU			Kokonais-P			Kokonais-N			nitriifi- kaatioaste [%]	Viite
		mitoitus	havaittu	mitoitus	havaittu	tuleva	lähtevä	reduktio	tuleva	lähtevä	reduktio	tuleva	lähtevä	reduktio		
		[m ³ /d]	[m ³ /d]	[m ³ /d]	[m ³ /d]	[mg/l]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[mg/l]	[%]		
Bioroottorilaitokset																
Förby, Särkisalo	Klargester	386	106	65	37	197	2,2	98,9	9,2	0,33	96,4	54	24	55,5	98,9	1,c
Gyltö, Korppoo	Biotek	560	93	180	29	200	5,2	97,4	8,1	1,3	83,5	61	33	45,6	73,9	4
Heinänoikka, Turku	Biotek	171	50	45	8,5	401	5,1	98,7	45	0,28	99,4	103	30	70,7	93,1	1
Thode, Pyhäranta	Biotek	550	188	120	90	140	6,6	95,3	7,3	0,60	91,8	39	23	40,0	66,8	1,a
Ilolan vanh.koti, Kiikoinen	Klargester	64	43	10	10,3	294	22	92,5	12	1,1	91,3	51	34	32,8	38,1	3
Korppoo	Biotek	171	96	80	49	134	17	87,5	6,5	1,5	77,4	41	35	16,8	31,7	1,a
Kunstenniemi, Rymättylä	Biotek	143	26	20	4,3	310	6,4	98,0	10	0,43	95,9	79	45	42,9	60,2	1
Kustavin lomakeskus	Jansson	-	124	-	27	292	36	87,8	10	0,98	90,3	81	66	18,3	24,4	1
Kuusjoki	Biotek	629	208	236	104	107	10	90,4	5,2	0,80	84,6	33	25	22,1	36,0	1,a
Lemu	Klargester	1071	496	275	150	164	5,8	96,5	8,5	0,41	95,1	46	34	26,5	36,2	1,a
Mathildedal, Pernio	Biotek	386	180	90	46	234	13	94,2	9,3	0,96	89,7	51	31	37,8	47,6	1
Näsby, Houtskari	Biotek	296	40	57	19	152	3,6	97,7	8,7	0,54	93,9	52	37	28,9	94,7	1
Oinasjärvi, Somero	Klargester	86	39	20	17	155	12	92,5	9,1	0,47	94,8	35	19	45,0	62,9	2
Reila, Pyhäranta	Klargester	240	68	72	17	281	2,3	99,2	10	0,15	98,6	62	39	37,9	78,7	1,a
Teoll. Voima Oy, Eurajoki	Klargester	714	329	350	134	153	6,8	95,5	5,7	0,20	96,5	42	28	33,1	47,0	1
Utö, Korppoo	Biotek	143	50	40	19	187	11	94,0	9,6	1,1	89,0	63	33	48,9	62,2	1,b

Poikkeavat ajanjaksot:

- 1 Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy
- 2 Suunnitte lukeskus Oy
- 3 Kokenäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry
- 4 Insinööritoimisto Paavo Ristola Oy

a 2000 - 2002

b 2001 - 2003

c 06/2002 - 2003

Rinnakkaisaostuslaitosten puhdistustuloksia 2000 - 2003

Laitoksen nimi	Merkki	AVL		Jätevesimäärä		BOD ₅ ATU		Kokonais-P		Kokonais-N		nitri- kaatioaste [%]	Viite	
		mitoitus	havaittu	mitoitus	havaittu	tuleva [mg/l]	lähtevä [mg/l]	reduktio [%]	tuleva [mg/l]	lähtevä [mg/l]	reduktio [%]			
Rinnakkaisaostuslaitokset														
Eurostrada , Suomensjärvi	Oxigest	-	57	-	6,8	580	2,5	14	0,50	96,5	149	141	5,3	1
Härjättilä, Turku	Metoxy	314	153	64	19	509	10	9,2	0,53	94,3	53	29	45,7	1
Kitula, Suomensjärvi	Metoxy	429	163	250	237	45	7,5	4,4	0,67	84,9	26	21	18,4	1,a
Kodisjoki	Metoxy	314	73	72	31	111	11	4,8	0,47	90,3	30	22	27,3	1,a
Kärkulla, Parainen	Metoxy	400 ^{*)}	238	400	107	165	4,7	6,9	0,84	87,7	24	16	33,2	1
Käyrän työsiirtola, Aura	Vapor Biox	571	62	-	30	120	8,7	6,5	1,0	84,4	42	37	10,6	1
Loimaan Amm -inst.	-	325 ^{*)}	60	-	14	313	4,9	10	0,50	95,0	67	31	53,3	3
Lokalahti, Uusikaupunki	Ilkko	486	170	170	95	128	6,7	6,3	0,55	91,2	37	28	24,2	1,a
Novida, Vehmaa	-	70 ^{*)}	51	-	16	140	37	9,8	2,2	77,6	45	33	28,0	1
Perniön vast.ottokesk.	Metoxy	300 ^{*)}	58	120	32	123	5,8	7,5	0,56	92,4	42	22	47,1	2
Piikkiön Puut.tuk.lait.	-	50 ^{*)}	44	30	23	131	18	10	0,92	91,3	50	32	36,4	2
Satak. vankila, Huitinen	-	243	289	90	61	238	9,8	13	0,61	95,2	62	39	37,0	3
Satak. vankila, Köyliö	-	-	75	90	37	101	4,4	5,4	0,49	91,1	24	15	39,5	3
Teijo, Perniö	-	536	176	225	214	49	6,0	3,1	0,75	76,2	18	12	31,4	1,a
Toivonlinna, Piikkiö	-	-	112	-	36	195	3,6	6,5	1,1	83,4	48	26	44,8	1
Vaskio, Halikko	-	429	109	180	28	232	8,3	9,3	0,60	93,6	51	35	31,0	1,a
Venesjärvi, Kankaanpää	-	120	36	30	9,3	260	8,3	11	0,90	92,1	71	52	26,4	3
V-S Maaseutuop., Paimio	-	269	46	62	20	161	12	6,3	0,77	87,7	36	22	39,2	1

*) ilmoitettu AVL, ei ole laskettu BOD-kuormasta.

Mitoitus BOD-kuorma ei tiedossa.

1 Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy

2 Suunnittelukeskus Oy

3 Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry

Poikkeava ajanjakso:
a 2000 - 2002

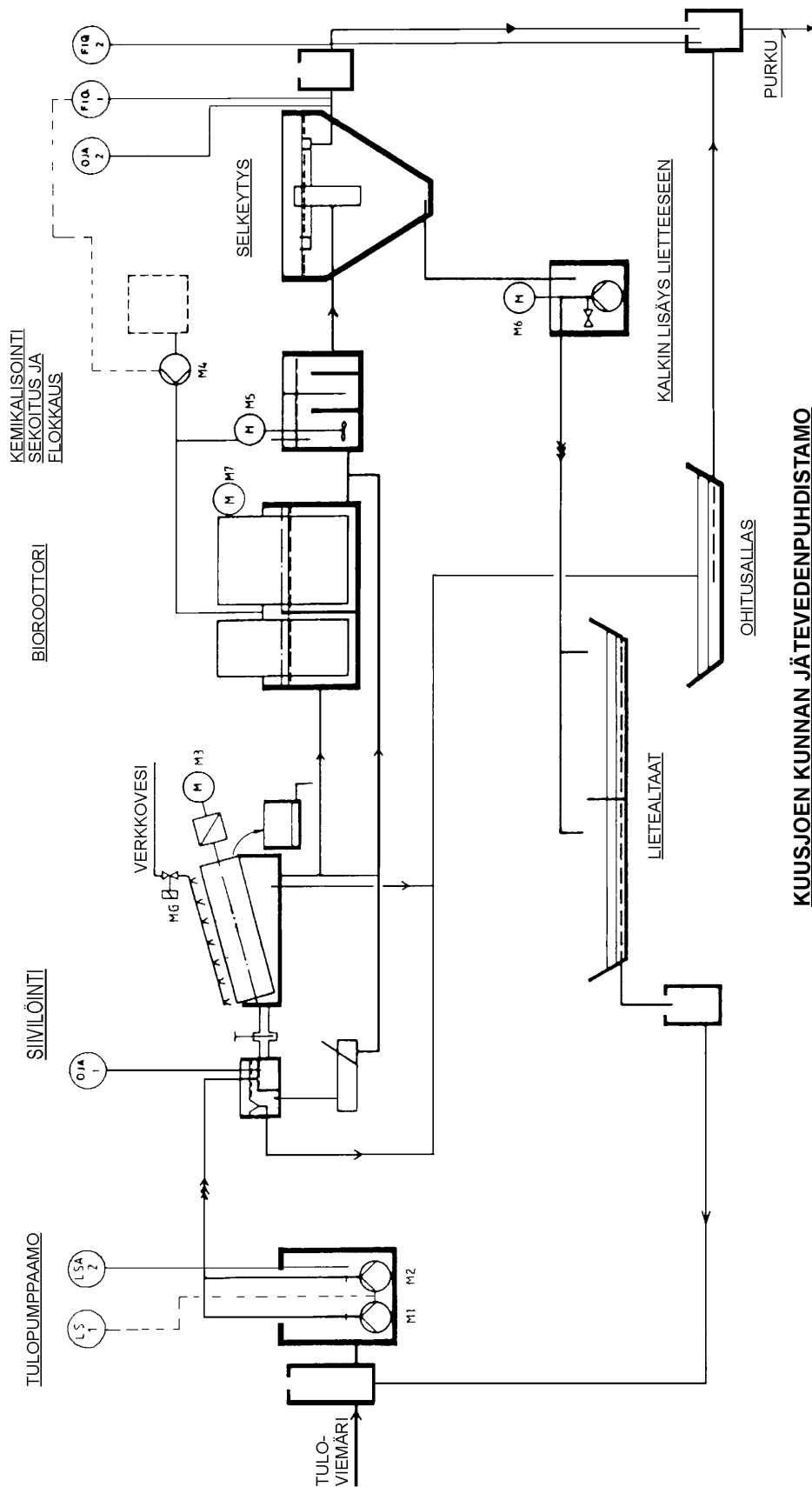
Muiden puhdistamotyyppien puhdistustuloksia 2000 - 2003

Laitoksen nimi	Merkki	AVL		Jätevesimäärä		BOD _{7,ATU}			Kokonais-P			Kokonais-N			nitriifi- kaatioaste [%]	Viite
		mitoitus	havaittu	mitoitus	havaittu	tuleva [mg/l]	lähtevä [mg/l]	reduktio [%]	tuleva [mg/l]	lähtevä [mg/l]	reduktio [%]	tuleva [mg/l]	lähtevä [mg/l]	reduktio [%]		
Biosuodattimet																
Aijanimna/-torni, Kisko	Green Rock	-	14	20	6,3	149	29	80,7	8,5	2,0	94,0	51	41	19,4	27,3	1
Airisto, Parainen	Bioclere	310	193	58	20	511	12	97,6	15	2,2	85,6	103	52	52,7	64,2	1
Rantala, Paimio	Green Rock	-	31	15	7,3	265	90	66,1	10	1,3	87,2	76	62	16,5	25,1	1
Bioroottori + aktiiviliete																
Kärty, Kustavi	-	514	173	295	79	147	12	91,7	8,0	0,97	87,7	49	35	28,9	38,4	1,a
Esisaost. + maasuodatin																
Seili, Nauvo	-	107	78	20	10	397	24	94,0	14	0,40	97,1	79	40	49,6	64,9	2
Kantoinenprosessi																
Velkua	-	200	60	26	15	272	11	95,8	13	0,93	92,6	77	45	41,6	62,4	1,a
BS+S+MS^{*)}																
Lehmiranta, Perniö	Bioclere (BS)	99	61	26	16	246	3,8	98,5	9,1	0,06	99,4	64	45	30,8	80,4	1

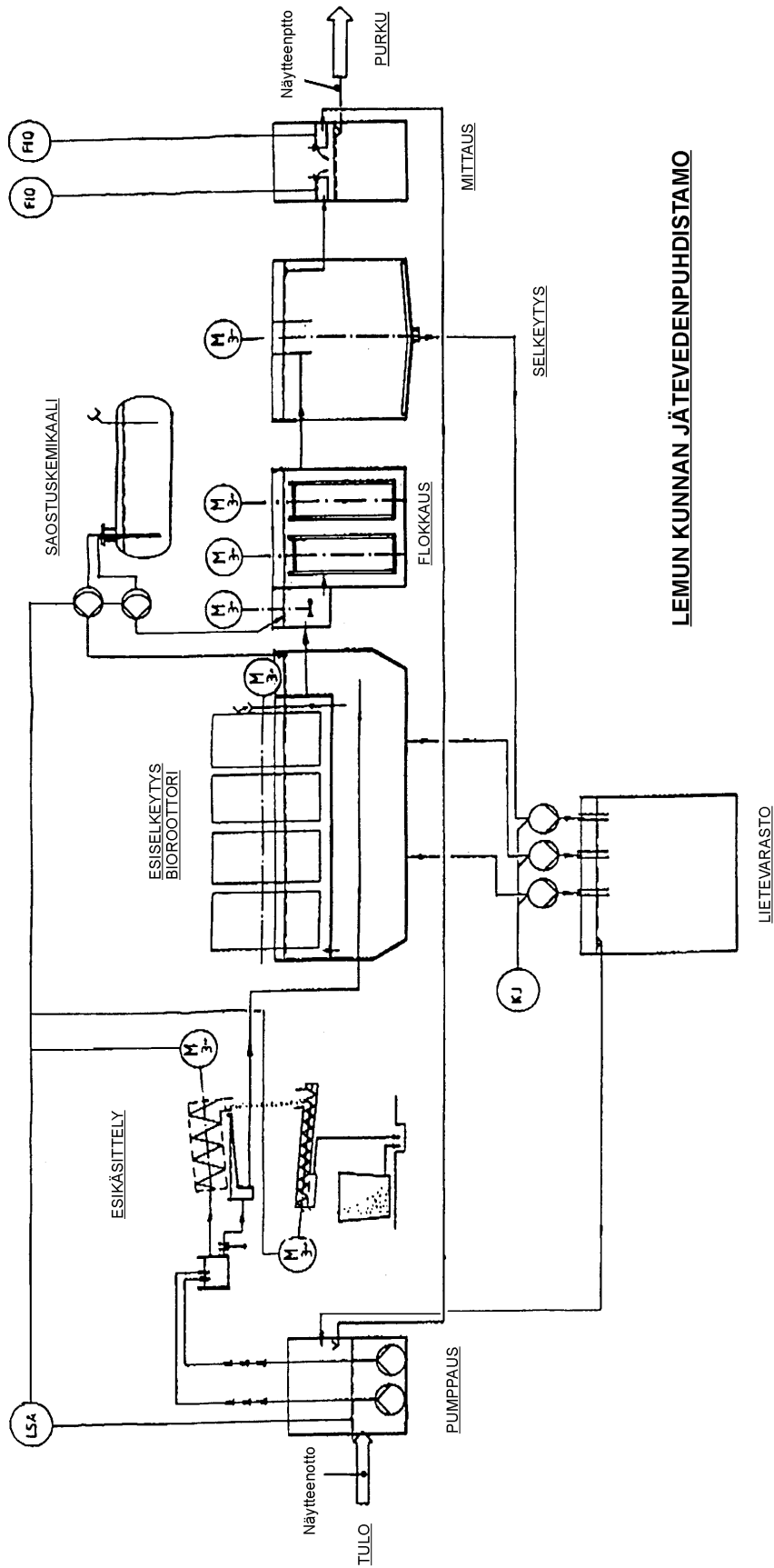
*)BS biosuodatin, S kemiallinen saostus, MS maasuodatin

1 Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy
 2 Suunnittelukeskus Oy

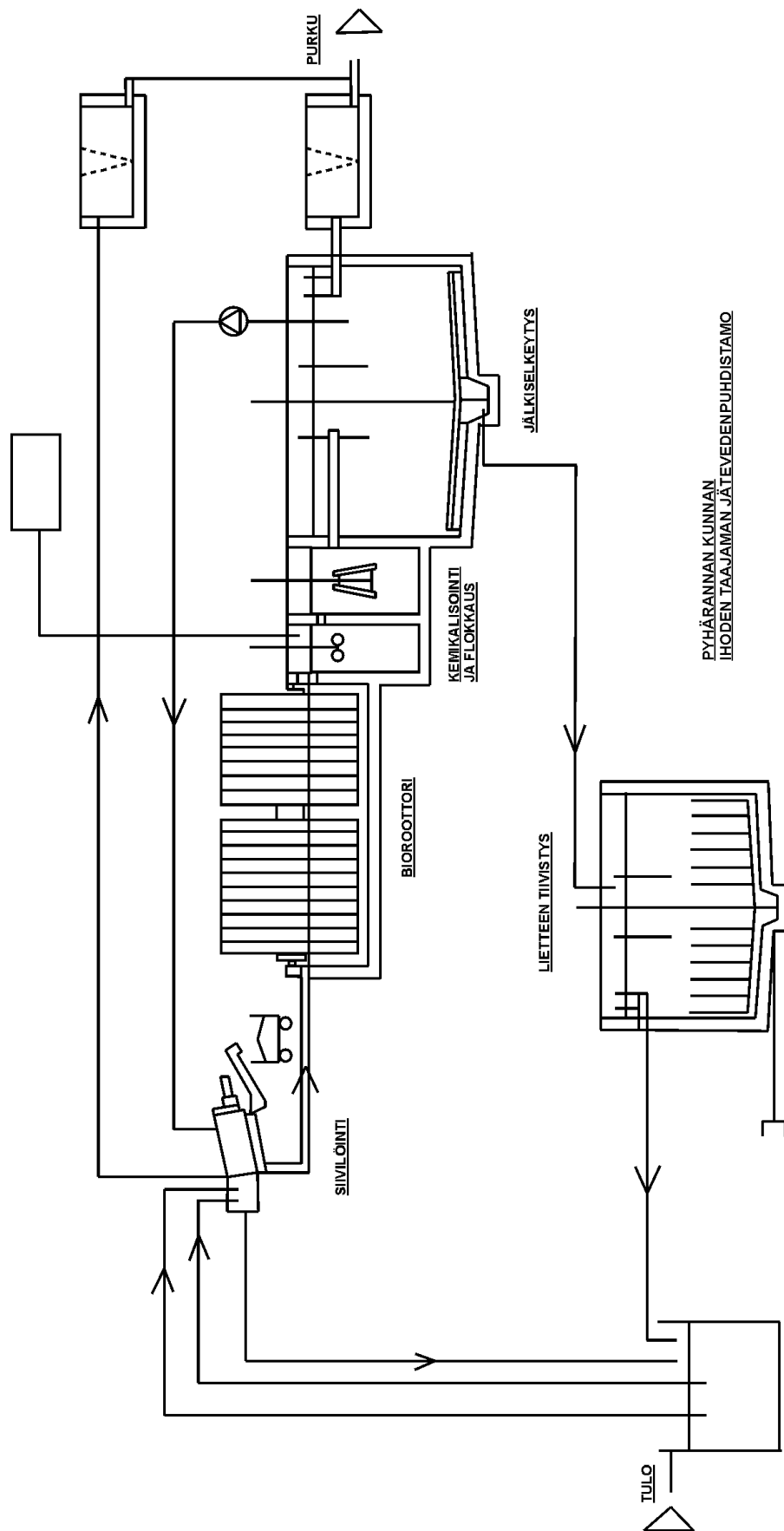
Poikkeavat ajariakso:
 a 2000 - 2002

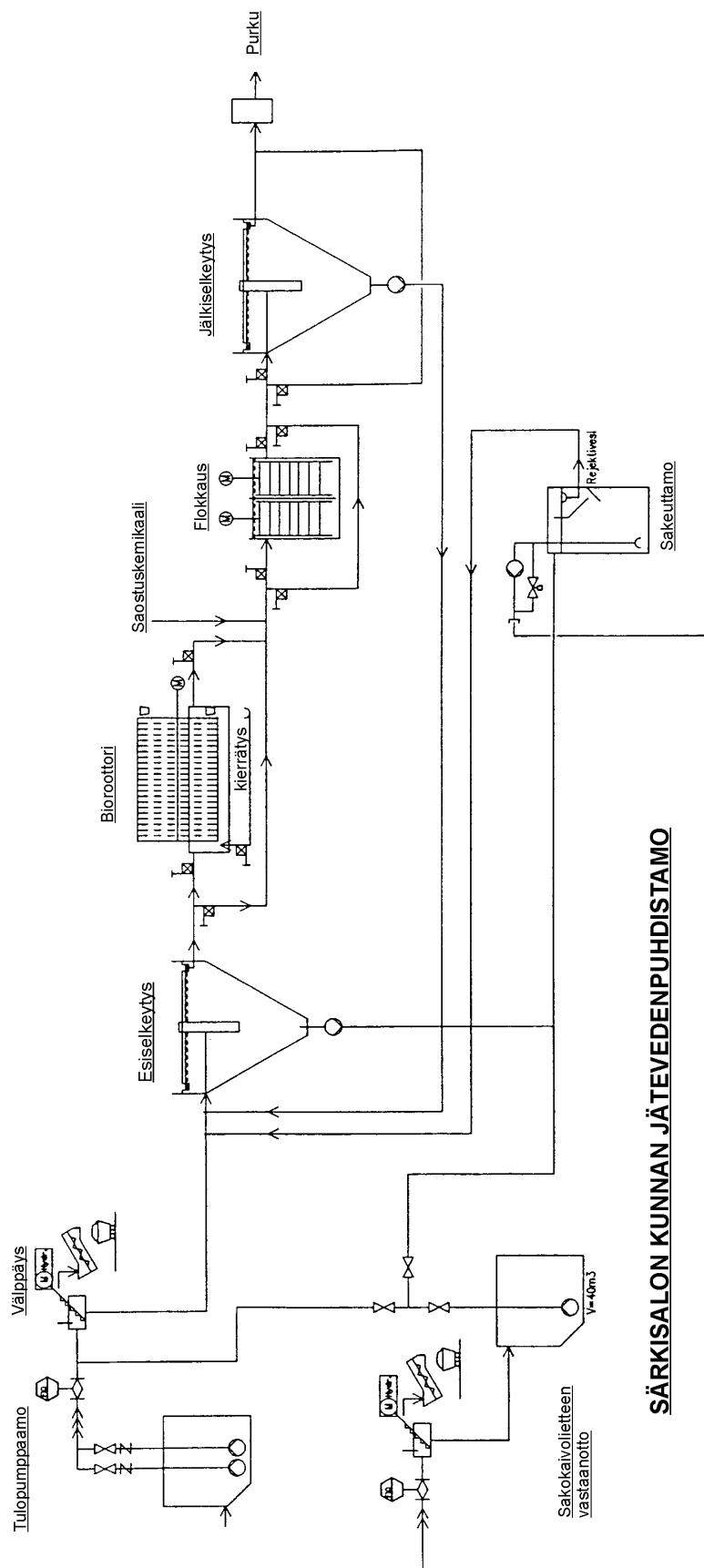


KUUSJOEN KUNNAN JÄTEVEDENPUHDISTAMO



LEMUN KUNNAN JÄTEVEDENPUHDISTAMO





SÄRKISALON KUNNAN JÄTEVEDENPUHDISTAMO